



---

# DET NORSKE VERITAS

---

## Rapport

Petroleumsvirksomhet. Oppdatering av faglig grunnlag for forvaltningsplanen for Barentshavet og områdene utenfor Lofoten (HFB).  
Konsekvenser av akutt utslipp for fisk.

Rapportnr./DNV Referansenr.: 2010-0527  
Rev. , 2010-04-08

<p>Petroleumsvirksomhet. Oppdatering av faglig grunnlag for forvaltningsplanen for Barentshavet og områdene utenfor Lofoten (HFB). Konsekvenser av akutt utslipp for fisk.</p>	<p style="text-align: right;">DET NORSKE VERITAS AS P.O.Box 300 1322 Høvik, Norway Tlf: +47 67 57 99 00 Faks: +47 67 57 99 11 http://www.dnv.com Org. nr.: NO 945 748 931 MVA</p>
<p>Oppdragsgiver: Olje- og energidepartementet Postboks 8148 Dep 0033 OSLO Norway</p>	
<p>Oppdragsgivers referanse:</p>	



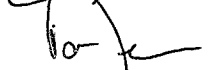
Dato for første utgivelse:	2010-04-08	Prosjektnr.:	EP013236
Rapportnr.:	2010-0527	Organisasjons-enhet:	BDL Environmental Risk
Revisjon nr.:		Emnegruppe:	

**Sammendrag:**

Det er i foreliggende rapport analysert på mulige konsekvenser for fisk som følge av akutte oljeutslipp forbundet med petroleumaktivitet i Nordland V, VI, VII og Troms II. Effektgrensen er fastsatt hovedsakelig på basis av forsøk der det er tilgjengelig spesifikke analyser av PAH i forsøk der larver av sild eller torsk er eksponert for oljekomponenter i vann. Det er konkludert med en grenseverdi på total PAH konsentrasjon på 2,5 ppb for dødelighet (konservativt mål på den konsentrasjon hvor 50 % av larver i mest følsomt stadium vil dø). Dette tilsvarer en THC (dråper og løst olje i vann) grenseverdi på 375 ppb for Balder råolje. I modellen vil samtlige larver som eksponeres for konsentrasjoner over grenseverdien dø. Larvetapene som fremkommer er således å regne som det man på best faglig grunnlag kan si om forventet dødelighet.

Overflateutslipp vil generelt ha langt lavere konsentrasjoner og medføre langt mindre konsekvenser i vannsøylen enn et tilsvarende sjøbunnsutslipp. For representative utslipp for ulike hendelser er det modellert 2 aktuelle scenarier med hhv 4500 t/d og 8500 t/d over 2 døgn. Disse gir svært begrensede effektområder i vannsøylen for utslippsposisjonene i Nordland V, VI og VII med Balder olje, men kan gi noen små sannsynligheter for inntil 2-5 % tapsandeler av årsklasserekruttering for både sild og torsk ved kondensatutslipp i Troms II. Dette betyr at representative utslippsvolumer med stor sannsynlighet gir et begrenset skadebilde og begrensede konsekvenser for fisk.

For utblåsninger med lengre varighet (14 og 50 døgn), er det stor forskjell på forventede effekter blant annet i forhold til lokalisering av utslippspunktet og resultatene viser at det kan bli størst konsekvenser ved et 50 døgn utslipp fra Nordland V. Her er det beregnet en forventet tapsandel på 7,9 % av årsklasserekrutteringen for torsk og på 16,9 % for sild. Sannsynligheten for slike langvarige utblåsninger og dermed også for slike konsekvenser er imidlertid svært lav.

Utarbeidet av:	<p><i>Navn og tittel</i> Odd Willy Brude, DNV Trond Nordtug, SINTEF Line Sverdrup, DNV Øistein Johansen, SINTEF Alf Melby, SINTEF</p>	<p><i>Signatur</i></p> 
Verifisert av:	<p><i>Navn og tittel</i> Ole Aspholm Head of Section</p>	<p><i>Signatur</i></p> 
Godkjent av:	<p><i>Navn og tittel</i> Tor Jensen Business Development Manager</p>	<p><i>Signatur</i></p> 

DNV REFERANSEN NR.: 2010-0527

REVISJON NR.:

DATO: 2010-04-08

SIDE I AV IV

- |                                     |  |                    |   |
|-------------------------------------|--|--------------------|---|
| <input checked="" type="checkbox"/> | Ingen distribusjon uten tillatelse fra oppdragsgiver eller ansvarlig organisasjonsenhet, men fri distribusjon innen DNV etter 3 år | INDEKSERINGSTERMER |   |
| <input type="checkbox"/>            | Ingen distribusjon uten tillatelse fra oppdragsgiver eller ansvarlig organisasjonsenhet  | Nøkkelord          | Konsekvenser, fiskelarver, akutt utslipp, vannsøyle |
| <input type="checkbox"/>            | Strengt konfidensiell  | Service-område     |   |
| <input type="checkbox"/>            | Fri distribusjon   | Markeds-segment    |   |

**REVISJON NR. /**      **ÅRSAK FOR**                      **UTARBEIDET AV:**      **GODKJENT AV:**      **VERIFISERT AV:**  
**DATO:**                      **UTGIVELSE:**

© 2008 DET NORSKE VERITAS AS

**DET ER FORBUDT PÅ NOEN SOM HELST MÅTE Å KOPIERE HELE ELLER DELER AV DENNE RAPPORTEN (INKLUDERT PAPIRKOPIERING ELLER VED BRUK AV ELEKTRONISKE HJELPEMIDDEL) UTEN FORUTGAENDE SKRIFTLIG SAMTYKKE FRA DET NORSKE VERITAS AS.**

# Innholdsfortegnelse

<b>FORORD</b> .....	<b>1</b>
<b>1 INNLEDNING</b> .....	<b>2</b>
1.1 Forutsetninger og tilnærming .....	2
1.2 Hovedendringer siden ULB 7c.....	2
1.3 Geografisk avgrensning.....	3
1.4 Utbyggingsløsninger .....	4
1.4.1 Utslippsrater og varigheter .....	5
1.4.2 Ulykkessannsynlighet.....	7
<b>2 METODIKK</b> .....	<b>9</b>
2.1 Statistiske tapsanalyser.....	9
2.2 Naturlig dødelighet.....	11
2.3 Bestandsmodell .....	12
2.4 Integreerte scenarioberegninger med OSCAR modellen.....	13
<b>3 ETABLERING AV EFFEKTKONSENTRASJONER</b> .....	<b>19</b>
<b>4 DRIFT OG SPREDNING AV OLJE I VANNMASSENE</b> .....	<b>20</b>
4.1 Nordland V.....	20
4.2 Nordland VI.....	21
4.2.1 Alternativ lokasjon og skipshavari .....	21
4.3 Nordland VII .....	22
4.4 Troms II.....	22
4.5 Situasjonsbilder .....	22
4.5.1 Nordland V – tilfeldig valgt simulering 4500 t/d i 50 døgn .....	23
4.5.2 Nordland VII – tilfeldig valgt simulering 4500 t/d i 50 døgn.....	24
<b>5 DRIFT OG SPREDNING AV FISKEEGG OG –LARVER</b> .....	<b>27</b>
5.1 Nye data 2008 – 2009.....	29
<b>6 RESULTATER – STATISTISKE TAPSANALYSER</b> .....	<b>32</b>
6.1 Nordland V.....	33
6.1.1 Torsk.....	33
6.1.1.1 Nye larvedata 2008 og 2009 .....	35
6.1.2 Sild.....	37
6.1.2.1 Nye larvedata 2008 og 2009 .....	39

6.2	Nordland VI.....	40
6.2.1	Torsk.....	40
6.2.1.1	Nye larvedata 2008 og 2009 .....	43
6.2.2	Sild.....	44
6.2.2.1	Nye larvedata 2008 og 2009 .....	47
6.2.3	Alternativ lokasjon.....	48
6.2.4	Skipshavari .....	49
6.2.4.1	Torsk .....	49
6.2.4.2	Sild .....	49
6.3	Nordland VII .....	50
6.3.1	Torsk.....	50
6.3.2	Sild.....	52
6.4	Troms II.....	55
6.4.1	Torsk.....	55
6.4.2	Sild.....	57
6.5	Samlet vurdering av beregnede tapsandeler.....	59
6.5.1	Vurdering av nyere larvefordelingsdata .....	64
6.6	Konsekvenser for gytebestand .....	65
<b>7</b>	<b>RESULTATER – INTEGRERTE BEREGNINGER I OSCAR.....</b>	<b>68</b>
<b>8</b>	<b>RISIKOBETRAKTNINGER .....</b>	<b>72</b>
<b>9</b>	<b>OPPSUMMERING.....</b>	<b>77</b>
<b>10</b>	<b>REFERANSER .....</b>	<b>79</b>

Vedlegg 1 Sammenstilling av resultater fra statistiske tapsberegninger

Vedlegg 2 Effektgrenser for torsk og sild

## FORORD

Regjeringen vil legge frem en oppdatert forvaltningsplan for Barentshavet og områdene utenfor Lofoten i løpet av 2010. Det faglige grunnlaget for denne oppdateringen er utarbeidet av de rådgivende gruppene – Faglig forum, Overvåkingsgruppen og Risikogruppen. Som en del av dette arbeidet har det vært behov for eksterne studier. Disse grunnleggstudiene har bidratt med faglige resultater og beskrivelse av oppdatert kunnskapsbasis, og utgjør således et viktig grunnlag for den faglige oppdateringen. Spesiell fokus i arbeidene er på konsekvenser av potensielle akutte utslipp fra sektorene petroleumsvirksomhet og skipstrafikk, men også andre tema er berørt. Arbeidene har omfattet oppdatering av sektorvise grunnlagsstudier for petroleum, samt tilleggsstudier innen skipstrafikk, petroleum og oljevern bestilt av Risikogruppen etter oppdrag fra den interdepartementale styringsgruppen for forvaltningsplanene.

Studiene har vært koordinert gjennom en *ad hoc* gruppe styrt av Risikogruppen, og kontraktspart for studiene er Olje- og energidepartementet.

Foreliggende studie omfatter temaet ”konsekvenser av akuttutslipp for fisk”.

# 1 INNLEDNING

Foreliggende arbeid er utført av DNV og SINTEF som en del av prosessen for oppdatering av det faglige grunnlaget for revidert Helhetlig forvaltningsplan for Lofoten og Barentshavet. Arbeidet fokuserer på mulige miljøkonsekvenser i vannsøylen som følge av akutte utslipp av olje. Arbeidet er i utgangspunktet en oppdatering av tilsvarende rapport fra 2003 (ULB delutredning 7-c) med spesielt fokus på områdene utenfor Lofoten-Vesterålen (Nordland VI, VII og Troms II), hvor de forventede konsekvenser av petroleumsvirksomhet er størst. I tillegg er det lagt inn en ny lokasjon i Nordland V.

Vurdering av miljøkonsekvensene er gjort opp mot et fremtidig aktivitetsnivå som beskrevet av OED og PTIL (petroleumstilsynet).

## 1.1 Forutsetninger og tilnærming

En trinnvis tilnærming er valgt med følgende hovedkomponenter:

1. Etablering av frekvenser for akutte utslipp, gitt antatt aktivitetsnivå for petroleumsvirksomhet, og generiske frekvenser basert på historiske data for ulike hendelsestyper frem til år 2008
2. Miljø grunnlagsinformasjon; hvor det er gitt en kortfattet beskrivelse med hovedfokus på utbredelse av fiskeegg og –larver som gjenstand for påfølgende tapsanalyser.
3. Uttrykk for påvirkningsfaktoren; som er gitt av resultatene fra oljedriftsberegninger med fokus på hvilke vannsøylekonsentrasjoner som kan oppstå fra mulige uhellsutslipp fra petroleumsvirksomheten.
4. Mulige effekter og miljøskade; som en kombinasjon av miljøforhold og egg/larveutbredelse, mulighetene for eksponering i vannsøylen og vurdering av mulige virkninger av slik eksponering.

En nærmere beskrivelse av anvendt metodikk og tilnærming er gitt i kapittel 2.

## 1.2 Hovedendringer siden ULB 7c

Siden arbeidet med forvaltningsplanen i 2003 har det skjedd til dels betydelige endringer i både metodikk og inngangsdata i forhold til konsekvens- og risikovurderinger for olje på fiskelarver og fiskebestander. Det er 3-4 hovedområder som er fokusert og det ble i 2007 utarbeidet en egen metoderapport i regi av DNV, HI og Universitetet i Oslo for OLF. Metodikken i denne er lagt til grunn i foreliggende tilnærming i tillegg til en særskilt utdypning når det gjelder effektgrenser. Hovedendringer siden 2003 er i korte trekk:

- *Inngangsdata larvefordelinger.* I 2003 ble det benyttet utvalgte ”stillbilder” fra noen få år og perioder for larvefordeling basert på toktdata fra HI. Dette antok man var representativt. Senere har det vært modellert larvefordelingsdata, først for en dataperiode fra 1980-2004 og deretter i en operasjonell larvedriftsmodell i 2008 og 2009. Modellene viser døgn for døgn fordeling av larver og for foreliggende analyse er samtlige av disse dataene benyttet med fordelingsmønstre hvert 10 døgn.
- *Forbedret oljedriftsmodell.* I 2003 ble det benyttet en 3-dimensjonal modell (OSCAR) i forhold til utvalgte enkeltsimuleringer, mens det for statistisk anvendelse ble benyttet en

enkler modell fra DNV (OilTraj) som estimerte vannsøylekonsentrasjoner på basis av nedblandet mengde fra overflaten. I foreliggende rapport er benyttet oppgradert OSCAR/OS3D som har muliggjort 3D statistiske modelleringer av både løste og totale hydrokarbonkonsentrasjoner.

- Betydelig arbeid er dessuten lagt ned i å komme opp med realistiske *effektgrenser* for fiskelarver i forhold både til løste komponenter og dråper (og total THC). Det siste arbeidet er grundig dokumentert i foreliggende rapport.
- *Innføring av variasjon i overlevelse*. Her er det innført en overgang fra tapsandel av larver til tap av årsklasserekruttering som skal ivareta en viss variasjon i overlevelse.

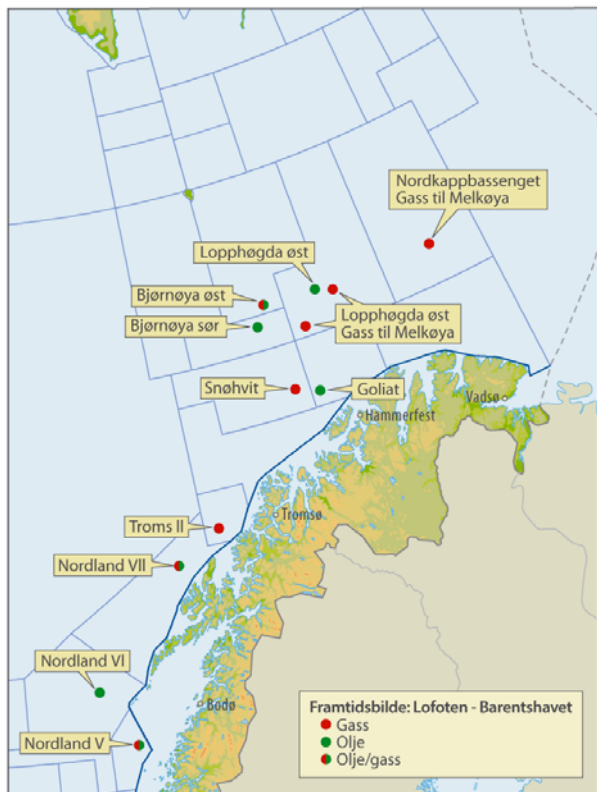
### 1.3 Geografisk avgrensning

I forvaltningsplanens omtale av Nordland VII og Troms II sies det: ”Spørsmålet om petroleumsvirksomhet i disse områdene vil bli vurdert i forbindelse med revidering av forvaltningsplanen i 2010”. Utredningsarbeidet skal prioritere petroleumsvirksomhet i området Nordland VI, Nordland VII og Troms II.

Fra forvaltningsplanen for Norskehavet (St.meld. nr. 37 (2008-2009)), omtalen av kystzone, nordlig del, heter det videre at ”I forbindelse med oppdateringen av forvaltningsplanen for Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten i 2010 vil regjeringen også vurdere om det skal settes i gang en åpningsprosess, herunder konsekvensutredning for petroleumsvirksomhet i disse områdene”. Felt i uåpnet del Nordland V/Vestfjorden inngår derfor i fremtidsbildet for vurdering av konsekvenser av petroleumsvirksomhet i dette området.

Det skal i tillegg gjøres faglige vurderinger av relevante forhold knyttet til eventuell økt kunnskap, endret aktivitetsbilde osv. for de øvrige geografiske områder som er omfattet av forvaltningsplanen. De oppdaterte og nye grunnlagsrapportene skal inngå i Faglig forums oppdaterte kunnskapsgrunnlag.





**Figur 1-1 Fremtidsbilde for petroleumsvirksomhet i Lofoten-Barentshavet. Foreliggende rapport fokuserer på uhellsutslipp fra Nordland V, VI, VII, samt Troms II.**

### 1.4 Utbyggingsløsninger

OD har lagt til grunn at oljefunnene er antatt utbygget enten som selvstendige installasjoner med kraft fra land eller havbunnsinnretning med rør til landanlegg eller nærliggende funn. I Barentshavet er gassfunnene utbygget etter hvert som det er ledig kapasitet i eksisterende eller planlagt kapasitet på Melkøya LNG anlegget. I Lofoten og Vesterålen er gassfunnene utbygget når de samlede gassressursene fra funn gir lønnsom utbygging av LNG anlegg på Vestvågøy. Forutsetninger som funn år, funnstørrelse, utbyggingsløsning og produksjonsstart for Lofoten og Vesterålen er vist i Tabell 1-1.

**Tabell 1-1 Antatte utbyggingsløsninger og oppstartsår for olje i Lofoten - Vesterålen området. Kilde OED (2009)**

Lofoten Vesterålen	Utvinnbare ressurser (mill Sm <sup>3</sup> o.e.)	Utbyggingsløsning	Funnår	Produksjonsstart
Nordland VI	35	Sirkulær FPSO med strøm fra land	2014	2025
Nordland VII	15	Vestvågøy LNG	2018	2027
Nordland V	5	Satellitt til Nordland VI	2025	2030

### 1.4.1 Utslippsrater og varigheter

Rapporten som omhandler akutte utslipp relatert til petroleumsvirksomheten (Proaktima 2010) er lagt til grunn for foreliggende beregninger og valg av utslippsscenarioer. Rapporten angir utfallsrommet for uhellsutslipp fra en rekke hendelser som er vurdert som relevante for fremtidig petroleumaktivitet i planområdet, ref. kapittel 1.3 og 1.4. En oversikt over utfallsrommet med hensyn til utslippsmengder (volum og varighet) er gitt i Tabell 1-2.

**Tabell 1-2 Oversikt over utslippsvolumer (øvre og nedre del av utfallsrommet samt representativt scenario) ved akutte utslipp relatert til petroleumsvirksomhet. Etter Proaktima (2010)**

Uønsket hendelse	Nedre del av utfallsrommet		Øvre del av utfallsrommet		Representativt scenario		Oljetype
	Vol (m <sup>3</sup> )	varighet	Vol (m <sup>3</sup> )	varighet	Vol (m <sup>3</sup> )	varighet	
A- Utblikning	2.700 m <sup>3</sup>	1 dag	550.000 m <sup>3</sup>	50 dager	< 9.000 m <sup>3</sup>	< 2 dager	Reservoarolje <sup>1</sup>
B- Bønnlekkasje	40 m <sup>3</sup>	>15 min	900 m <sup>3</sup>	1 time	40 m <sup>3</sup>	15 min	Reservoarolje <sup>1</sup>
C- Rørledningslekkasje	40 m <sup>3</sup>	Noen timer	15.000 m <sup>3</sup>	Måned	< 10.000 m <sup>3</sup>	< 2 uker	Reservoarolje <sup>1</sup> for konsept 3. Prosessert olje for konsept 2.
D- Stigerørlekkasje	5 m <sup>3</sup>	Timer/dager	1.000 m <sup>3</sup>	Uker/måned	500 m <sup>3</sup>	Timer/dager	Reservoarolje <sup>1</sup> for konsept 3. Reservoarolje <sup>1</sup> eller prosessert olje for konsept 1 og 2.
E- Prosesslekkasje	0 m <sup>3</sup>	Minutter	50 m <sup>3</sup>	1 time	< 50 m <sup>3</sup>	1 time	Reservoarolje <sup>1</sup> eller prosessert olje avhengig av hvor i toget lekkasje skjer
F- Utslipp fra lagringstanker	10 m <sup>3</sup>	< 1 time	150.000 m <sup>3</sup>	Uker/mnd	< 9.000 m <sup>3</sup>	Timer/dager/uker	Prosessert olje
G- Utslipp ved lasting/lossing av olje	6 m <sup>3</sup>	Minutter	150.000 m <sup>3</sup>	Timer	< 8.000 m <sup>3</sup>	< 2 time	Prosessert olje
H- Utslipp av kjemikalier	0,2 m <sup>3</sup>	Minutter	100 m <sup>3</sup>	Timer	1- 6 m <sup>3</sup>	< 1 time	Avhengig av hvilket kjemikalie som lagres på tanken
I- Kollisjon mellom fartøy og innretning	100 m <sup>3</sup>	Timer	150.000 m <sup>3</sup>	Uker	< 18.000 m <sup>3</sup>	Timer/dager/uker	Avhengig av last. Prosessert olje i innretning.
J- Oljeutslipp fra skipsfart relatert til petroleumsvirksomhet	100 m <sup>3</sup>	Timer	150.000 m <sup>3</sup>	Uker	< 18.000 m <sup>3</sup>	Timer/dager/uker	Prosessert olje

I og med et stort utfallsrom for de fleste hendelser både med hensyn til samlet utslippsvolum, rater og varighet så er det her valgt å fokusere på representative scenarier. Proaktima (2010) oppgir disse i en egen samletabell som er grunnlaget for de rater og varigheter som er modellert i oljedriftsberegningene (DNV 2010).

**Tabell 1-3 Oversikt over modellerte utslippsscenarioer i oljedriftsberegningene**

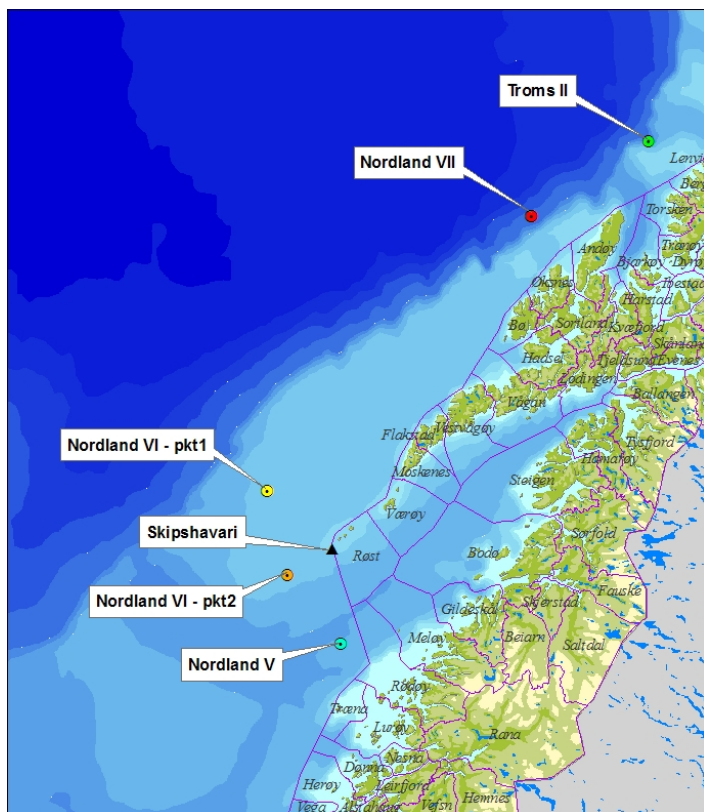
Scenario nr	Utslippsrate (t/d)	Utslippsvarighet	Utslippsvolum (t)	Scenario representativitet
1	500	2 timer	42	B, E
2	35	14 dager	490	D
3	1000	2 døgn	2000	
4	4500	2 døgn	9000	A,C,F,G
5	8500	2 døgn	17000	I, J
6	4500 1000 200	2 døgn 13 døgn 35 døgn	29000	A (avtagende utslippsrate)
7	4500	14 døgn	63000	
8	4500	50 døgn	225000	
9	15000	4 døgn	60000	Skipshavari*

A = Utblåsning; B = Brønnlekkasje; C = Rørledningslekkasje; D = Stigerørslekkasje; E = Prosesslekkasje; F = Utslipp fra lagertanker; G = Utslipp ved lasting/lossing; I = Kollisjon mellom fartøy og innretning; J = Utslipp fra skipsfart

\* Skipshavari ved Røst i Nordland VI (egen lokasjon)

Tabellene over viser at brønnlekkasjer og prosesslekkasjer har svært små volumer (typisk omkring 40 tonn) og vil trolig ligge på et nivå som ikke er særlig kvantifiserbart med hensyn til effekter på fiskelarver og tilhørende konsekvenser i vannsøylen. Stigerørlekkasjer har et noe større potensial med representativt scenario på 500 tonn (modellert med 490 tonn over 2 timer), mens både utblåsninger (A), rørledningslekkasjer (C), utslipp fra lagertanker (F) og utslipp ved lasting/lossing (G) kan dekkes av et representativt scenario med et utslippsvolum på 9000 tonn (modellert med 4500 tonn over 2 døgn). For utslipp i forbindelse med skipsfart (J) eller kollisjon mellom fartøy og innretning (I) er 17000 tonn vurdert som representativt (modellert med 8500 tonn over 2 døgn).

For å dekke en større del av utfallsrommet, særlig mot øvre del av utslippsvolumene, så er det i tillegg modellert et utslipp på 4500 tonn med både 14 og 50 dagers varighet som gir samlet utslippsvolum på hhv. 63000 og 225000 tonn. Sistnevnte vil kun være aktuelt for langvarige utblåsninger med høy rate. Dette scenarioet er imidlertid vurdert til å ha en svært lav sannsynlighet. Slike utblåsninger vil trolig kunne ha en ratereduksjon over tid som følge av trykkfall med mer i reservoar og det er derfor også modellert et utslipp med avtagende rate over tid (scenario 6) som har et samlet utslippsvolum på 29000 tonn. En oversikt over aktuelle utslippsposisjoner er gitt i Figur 1-2.



**Figur 1-2** Utslippsposisjoner benyttet i oljedriftsmodellering for Nordland V, Nordland VI, Nordland VII og Troms II. Punkt 2 i Nordland VI omtales heretter som alternativ lokasjon.

### 1.4.2 Ulykkessannsynlighet

Med utgangspunkt i det antatte aktivitetsnivået, relevante hendelsestyper og deres basisfrekvenser (Proactima 2010), har Ptil (2010) oversendt en oversikt over sannsynligheten for de ulike utslippsscenarioene for en leteboring og to ulike utbyggingsløsninger (FPSO utbygging og Subsea utbygging). Denne er koblet til de modellerte utslippsscenarioene (vist i Tabell 1-4 til Tabell 1-6).

**Tabell 1-4** Sannsynlighet for uhellsutslipp for en fremtidig letebrønn.

Scenarie-ID	Utslipps-rate (t/d)	Utslipps-varighet	Utslipps-volum (t)	Scenarie representativitet	A Utblåsning	B Brønnlekk
1	500	2 timer	42	B, E		3,04E-03
2	35	14 dager	490	D	1,60E-05	
3	1000	2 døgn	2000		1,60E-05	6,20E-05
4	4500	2 døgn	9000	A,C,F,G	9,76E-05	
5	8500	2 døgn	17000	I, J		
6	4500 1000 200	2 døgn 13 døgn 35 døgn	29000			
7	4500	14 døgn	63000		1,44E-05	
8	4500	50 døgn	225000		1,60E-05	

**Tabell 1-5 Sannsynlighet for uhellsutslipp for et fremtidig oljefelt i drift (subsea utbygging)**

Scenarie-ID	Utslipps-volum (t)	A Utblåsning	B Brønnlekk	C Rørlednings-lekkasje	D Stigerør + feltint. rør
1	42		6,68E-04		1,03E-03
2	490	5,92E-05		5,31E-04	
3	2000	5,92E-05	1,36E-05	2,86E-04	4,13E-04
4	9000	3,61E-04		4,08E-04	5,27E-04
5	17000				
6	29000	5,32E-05			
7	63000	5,32E-05			2,67E-05
8	225000	5,92E-05			

**Tabell 1-6 Sannsynlighet for uhellsutslipp for et fremtidig oljefelt i drift (FPSO utbygging)**

Scenarie-ID	A Utblåsning	B Brønnlekk	D Stigerør + feltint. rør	E Prosess-utslipp	F Lagringstank	G Lasting/lossing	I Kollisjon
1		6,68E-04		1,70E-03	9,98E-05		
2	5,92E-05		1,36E-02			9,91E-02	9,44E-05
3	5,92E-05	1,36E-05	7,79E-04		9,98E-05	7,50E-05	9,44E-05
4	3,61E-04		8,40E-04		7,98E-04	7,98E-04	
5							7,76E-04
6	5,32E-05						
7	5,32E-05		4,25E-05		5,25E-05	1,00E-05	3,15E-05
8	5,92E-05						

## 2 METODIKK

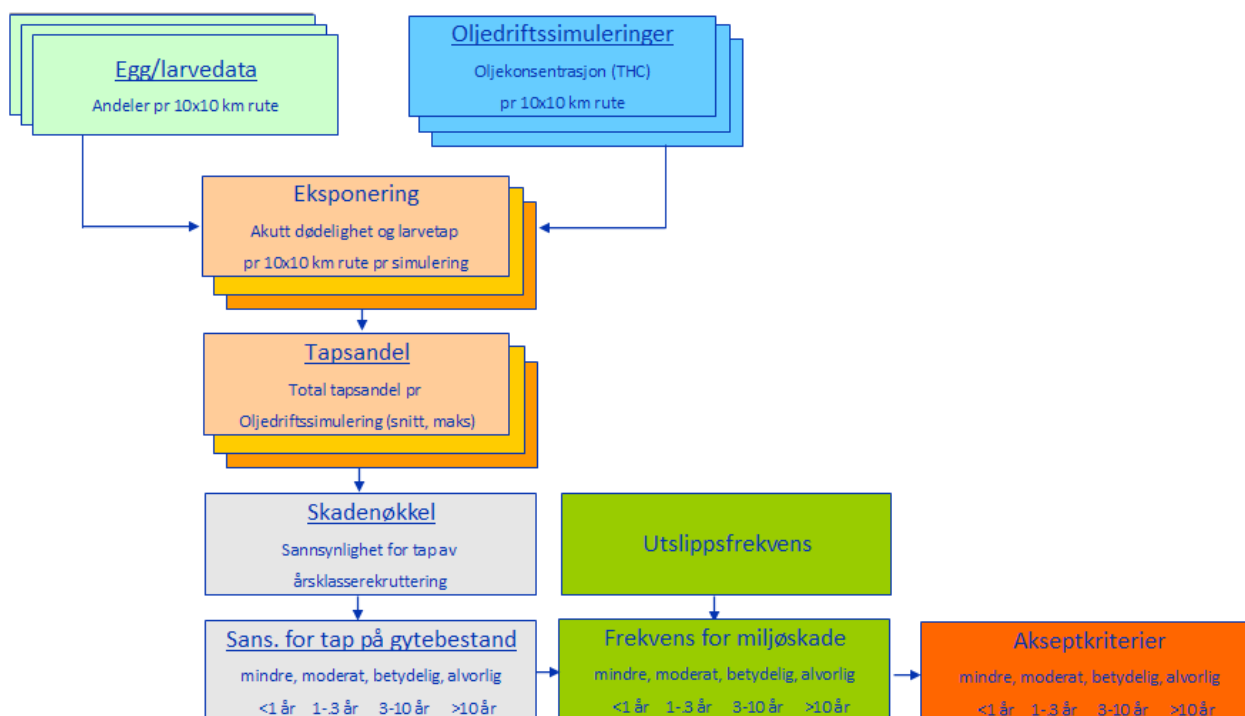
En kvantifisering og vurdering av mulige konsekvenser for fisk som følge av uhellsutslipp av olje fra petroleumsvirksomhet bygger på prinsippene om eksponering av hydrokarboner i vannsøylen og effektene av en slik eksponering først og fremst på egg og larver som de mest sårbare livsstadiene. Deretter må det vurderes de videre konsekvenser som ulike effekter (dødelighet, redusert overlevelse) vil ha på både årsklasserekruttering og videre til konsekvenser for voksen bestand/gytebestand.

To komplementære anvendelser er benyttet for å synliggjøre skadepotensialet på egg og larver fra torsk og sild.

1. En statistisk anvendelse hvor man ser på overlapp mellom et stort antall oljedriftssimuleringer basert på historiske vær og vindforhold, kombinert med et stort antall modellerte utbredelsesmønstre for sild og torskelarver basert på observerte historiske gytemønstre og -mengder. Eksponeringen er et resultat av andel larver som ”overlapper” totale vannsøylekonsentrasjoner (både løste konsentrasjoner og oljedråper i vannet) over gitte effektgrenser som kan gi dødelighet eller redusert overlevelse. Se avsnitt 2.1 til 2.3.
2. Beregning av dødelighet av egg- og larver som følge av oljeutslipp ved bruk av ”critical body residue” metode, hvor forventet dødelighet kan bestemmes fra den aktuelle kroppskonsentrasjonen hos en fiskelarve og den beregnede kritiske kroppskonsentrasjonen. Drift og spredning av olje på overflaten og i vannmassene beregnes samtidig med larvedriften, og opptak og utskilling av oljekomponenter i modellpartiklene oppdateres fortløpende på grunnlag av det beregnede konsentrasjonsfeltet av løste oljekomponenter i vannmassene. Resultanten av opptak og utskilling (samt effekten av vekst av organismene) gir kroppskonsentrasjonen i de enkelte modellpartiklene. Se avsnitt 2.4.

### 2.1 Statistiske tapsanalyser

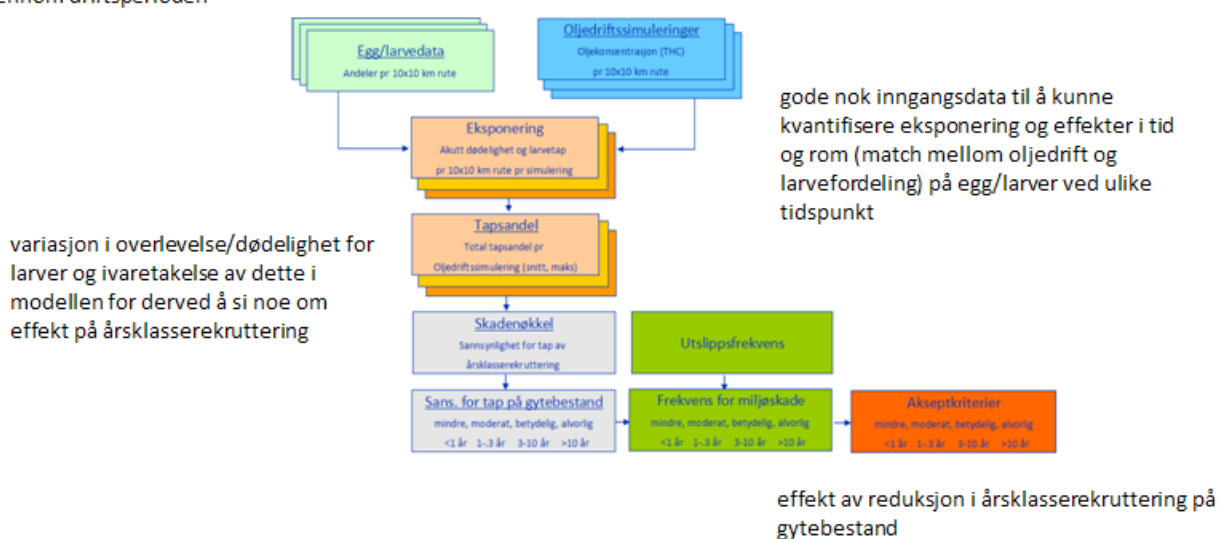
En generell skisse over den statistiske tilnærmingen er gitt i Figur 2-1.



**Figur 2-1** Skisse over statistiske eksponeringsberegninger for fiskelarver som en del av miljørisikometodikk.

De statistiske beregningene vil alltid gi et utfallsrom i forhold til hvor stor ”tapsandel” av larver de ulike oljedriftssimuleringene gir. En rekke usikkerheter og utfordringer ligger inne i en slik tilnærming og noen av hovedutfordringene er gjengitt i Figur 2-2.

gode nok inngangsdata på egg/larvefordeling til å ivareta den store variasjonen både mellom år og gjennom driftsperioden



**Figur 2-2** Hovedutfordringer i forhold til statistiske tapsberegninger for fiskeegg og – larver.

Det er ikke lagt stor vekt på å regne miljørisiko inn i skadekategorier i form av restitusjonstid slik figuren over viser, men tapsandelene tas videre til sannsynlighet for ulike tap av årsklasserekrutteringen.

Bruk av ny oljedriftsmodell (OSCAR/OS3D) som et resultat av samarbeid mellom SINTEF, DNV, Statoil og Shell, sikrer en best mulig modell for prediksjon av vannsøylekonsentrasjoner (både løste fraksjoner og oljedråper). En utdyping av grunnlaget for effektgrenser er gjort i kapittel 3, mens utfordringene knyttet til modellering av vannsøylekonsentrasjoner er diskutert i kapittel 4. Det henvises til egen rapport utført av DNV (2010) for detaljert beskrivelse av modellen og resultatene fra oljedriftsberegningene.

Inngangsdata på egg/larvedrift er diskutert i kapittel 5, og de videre konsekvenser i form av tapsandeler for både larver og for årsklasserekruttering og gytebestand er presentert i kapittel 6.

## 2.2 Naturlig dødelighet

Variasjon i overlevelse og naturlig dødelighet av egg/larver er et sentralt tema i disse analysene i og med at sannsynligheten for at en torsk vokser opp fra egg til gytemoden alder kan være så liten som 1 per 25 millioner ( $4,0 \cdot 10^{-8}$ ). Denne romlige/temporale variasjonen i naturlig dødelighet innen en årsklasse er sannsynligvis av stor betydning for populasjonseffekten av et oljesøl. Dette er imidlertid ikke kvantifisert (eller i det hele tatt beskrevet) for mange bestander eller stadier.

For larvene handler det om timing for å få gode oppvekstvilkår som følge av mange faktorer, bl.a.:

- Direkte effekt av temperatur og klima
- Mattilgang (mellomårsvariasjon)
- Romlig variasjon (mat, habitat)
- Temporal variasjon innen sesong
- Maternale effekter
- Tetthetsavhengig dødelighet
- Predasjonsdødelighet

Når det gjelder egg og larvestadiene for norsk-arktisk torsk så vil de fleste av disse faktorene være viktige, kanskje med unntak av tetthetsavhengig dødelighet, mens det for norsk vårgytende sild trolig er mattilgang og romlig variasjon her som har størst betydning. Den viktigste perioden for å bestemme årsklassestyrken er etter at sildelarvene har begynt å ta til seg ekstern føde og før de har passert Røst. Larveoverlevelse er positivt korrelert med mengde fødeorganismer i området der larvene begynner å ta til seg ekstern føde (DNV 2008).

En teori rundt overlevelse av fiskeegg- og larver er at eggene/larvene med best overlevelsesbetingelser er flekkvis fordelt. Det vil si at egg/larver i enkelte områder har mye større naturlig overlevelsessevne enn i andre områder. I ekstrem tilfeller hevdes det at egg/larver kun fra ett område vil overleve. Argumentasjonen har derfor vært at selv svært små tapsandeler av egg derfor vil være i stand til å medføre tap av hele årskull dvs. de larvene som faktisk vokser opp til voksen fisk. En slik situasjon betinger at alle overlevende larver må være samlet innenfor et geografisk og tidsmessig avgrenset område som opplever oljekonsentrasjoner store nok til å gi



effekter. Nå er det ingen data som tilsier at det kun er egg og larver i begrensede enkeltområder som overlever, selv om variasjonen i overlevelse er stor. Andre teorier hevder at overlevelse av egg og larver har en tilfeldig romlig fordeling innen ett begrenset tidsrom ved ellers like oppvekstbetingelser.

I en statistisk tilnærming så kan man ta inn variasjon i overlevelse ved å gi et utfallsrom på hvor mye et tap av larver har å si for tap av årsklasserekrutteringen dvs. av de som faktisk overlever og vokser opp. Eksempelvis så kan man legge inn at det er en viss sannsynlighet for at de larvene man har regnet en effekt på har dobbelt så god overlevelse som andre larver, men det er også da tilsvarende sannsynlighet for at de har bare halvparten så god overlevelse som andre larver. Det man imidlertid vil forvente er at de har samme overlevelse som andre larver. Dette gir et utfallsrom med ulike sannsynligheter for ulike utfall basert på en tapsandel av egg/larver. Tilnærmingen som er benyttet denne analysen tar inn er faktor 10 i overlevelsesvariasjon i tråd med anbefalingene i metodetrappen for olje-fisk (DNV 2008) og gir sannsynligheter for ulike utfall som skissert i tabellen under.

**Tabell 2-1 Sannsynlighetsfordeling av tapsandeler på årsklasserekruttering for ulike tapsandeler av torskeegg og larver (kilde: OLF 2008)**

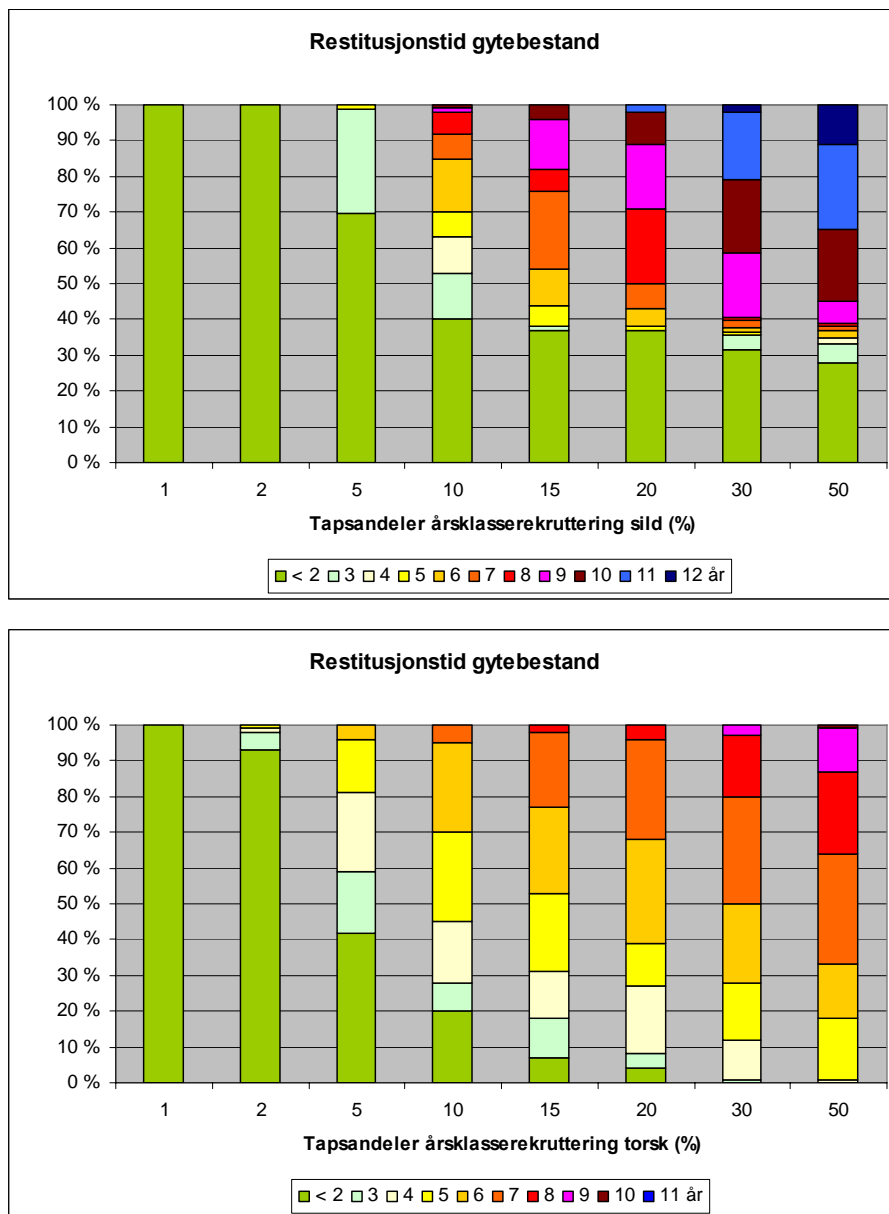
Tapsandel årsklasse rekruttering	Tapsandel egg/larver					
	1 %	2 %	5 %	10 %	20 %	30 %
<1 %	50 %	10 %				
1 %	30 %	20 %	10 %			
2 %	15 %	40 %	20 %	10 %		
5 %	5 %	20 %	40 %	20 %	10 %	5 %
10 %		10 %	20 %	40 %	20 %	10 %
20 %			10 %	15 %	40 %	15 %
30 %				10 %	15 %	40 %
50 %				5 %	10 %	20 %
>50 %					5 %	10 %

## 2.3 Bestandsmodell

I foreliggende rapport er det ikke gjort noen oppdatering av bestandsmodellen i forhold til ULB 7c fra 2003, dvs. det er benyttet samme modell (Ugland-modellen) for å predikere hva et tap i årsklasserekruttering betyr for en årsklasse. Her er det igjen et utfallsrom i forhold til om den aktuelle årsklasse er sterk eller svak og betyr mye eller lite for fremtidig gytebestand.

Modellen er ganske forenklet, bl.a. ved å anta at rekrutteringen hvert år er et tilfeldig tall fra en gitt fordeling (riktignok basert på observert fordeling av rekrutteringsstyrker). Initialbetingelsen til modellen er antall individer ved alder 3-15 år ved et gitt tidspunkt, f.eks. 1985. Ut fra denne initialbetingelsen ble det så gjort 100 kjøring over 30 år. Dette gir dermed 100 ulike måter som bestanden kan utvikle seg på dersom man ikke har oljedødelighet. Deretter ble så antall 3-åringer redusert med en gitt prosentandel (som representerer oljedødelighet) i det første året av de 100 kjøringene. Dermed får man 100 forskjellige par (med og uten oljedødelighet) som angir fordelingen av oljeeffekten i f.eks. gytebiomasse.

NVG-sild har ennå større variasjoner i årsklassestyrke enn NA-torsk; forholdet mellom de beste og dårligste årsklassene i perioden 1980-2004 var ca. 500. Enkelte svært gode sildeårsklasser kan "bære" sildefisken i flere år, eksempelvis 1960-årsklassen og 1983-årsklassen. Figur 2-3 viser sannsynlighetsfordeling av ulike restitusjonstider for sild og torsk som følge av ulike tapsandeler på egg og larver.



**Figur 2-3** Beregnet restitusjonstid for gytebestand av sild (øverst) og torsk (nederst) som følge av ulike tapsandeler av årsklasserekruttering. Beregnet med Ugland-modellen.

## 2.4 Integreerte scenarioberegninger med OSCAR modellen

I den foregående studien av konsekvenser av uhellsslipp til sjø (ULB 7c) ble det gjennomført scenariobaserte beregninger av eksponering av fiskeegg og larver ved store og til dels langvarige

undervannsutblåsninger fra potensielle felt i området. Resultatene av disse beregningene ble gitt som eksponeringsverdier (konsentrasjon  $\times$  tid) for de simulerte egg- og larvepartiklene som følge av kontakt med løste oljekomponenter i de omliggende vannmassene. Effekten ble uttrykt som andelen av de simulerte egg- og larvepartiklene som fikk eksponeringsverdier over en viss terskelverdi (effektgrense). Det ble påpekt at denne metoden innebar store forenklinger, og ulike "sikkerhetsfaktorer" ble lagt inn for å ta høyde for usikkerheter.

Siden den gang har SINTEF utviklet modellen videre ved blant annet å ta i bruk en mer realistisk eksponeringsmodell. Den oppdaterte modellen bygger på en metode som ofte beskrives som en *Critical Body Residue Method* (McCarty og Mackay, 1993). Det er tre grunnleggende forutsetninger for at en slik metode skal gi pålitelige resultater:

- a) Vi må kunne modellere skjebnen til de relevante kjemikaliene i vannmassene og kunne gi pålitelige anslag over konsentrasjonsutviklingen av disse kjemikaliene i tid og rom
- b) Vi må kunne gi realistiske estimat på akkumuleringen av de samme kjemikaliene i de sårbare organismene og kunne gi pålitelige anslag over de resulterende konsentrasjonene av de ulike kjemikaliene i organismene (kroppskonsentrasjon eller *body residue*)
- c) Vi må kunne relatere de akkumulerte kroppskonsentrasjonene til forskjellige akutte og kroniske effekter som er bestemt i toksisitetstester, ikke bare for enkeltstoffer, men også for blandinger av ulike kjemikalier.

McCarty og Mackay hevder i sin artikkel at disse forutsetningene var på plass allerede tidlig på 90-tallet, og med de fremskritt som er gjort på disse områdene siden den gang burde metoden være moden for å benyttes i dag.

Det første momentet (a) kan i stor grad regnes for å være ivaretatt på en akseptabel måte i dagens state of art spredningsmodeller. Disse modellene, som for eksempel SINTEFs OSCAR-modell, beregner konsentrasjoner av kjemikalier (for eksempel oljekomponenter) i vannmassene etter et utslipp til havs. I beregningene inngår faktorer som nedblandingsrate avhengig av sjøtilstand og oljens forvitningsgrad, utløsning av vannløselige komponenter, samt transport, fortynning og biologisk nedbrytning av dispergert og løst olje i vannmassene. Slike modeller baserer seg på tredimensjonale og tidsvarierende strømfelt fra strømmodeller, samt tilhørende vindfelt som bestemmer drift på sjøoverflaten. Drift av gyteprodukter kan beregnes på grunnlag av de samme strømdata med utgangspunkt i kjent beliggenhet og utbredelse av gyteområder og kjennskap til periodene for gyting og/eller klekking.

Det andre momentet (b) som gjelder beregning av kroppskonsentrasjoner krever realistiske modeller for opptak og utskilling av oljekomponenter i marine organismer som egg og larver. Dersom eksponeringen strekker seg over lengre tid må en også ta hensyn til vekst og utvikling av organismene. I teorien er endringer i kroppskonsentrasjonen gitt av differansen mellom en opptaksrate og en utskillingsrate, eventuelt med fradrag for fortynning av kroppskonsentrasjonen på grunn av vekst av organismene (se faktaboks 1). Opptaksraten for et gitt stoff antas å være proporsjonal med konsentrasjonen i omgivelsene, men utskillingsraten er proporsjonal med kroppskonsentrasjonen av det samme stoffet. I teorien er det tilstrekkelig å bestemme den ene av de to proporsjonalitetskoeffisientene, siden forholdet mellom dem er gitt av en stoffavhengig biokonsentrasjonsfaktor (BCF) (French-McCay, 2002).

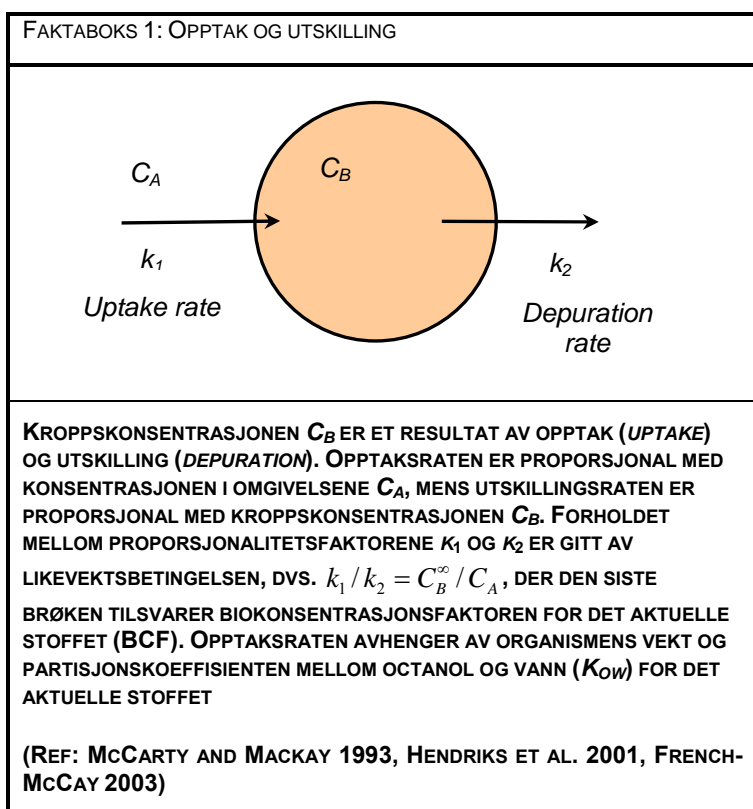
For dette formål benytter SINTEF en beregningsmodell for opptakskoeffisienter i ulike organismer som er utviklet i en studie som ble gjennomført av Hendriks m.fl. (2001) på grunnlag av et omfattende empirisk materiale. Beregningsmodellen bygger på kjennskap til organismenes

vekt og fettinnhold, samt det aktuelle stoffets partisjonskoeffisient mellom octanol og vann ( $K_{ow}$ ). Studien omfatter ulike opptaks- og utskillingsmekanismer, men i forbindelse med eksponering av egg og larver har vi valgt å begrense oss til opptak og utskilling gjennom kontakt med vannfasen.

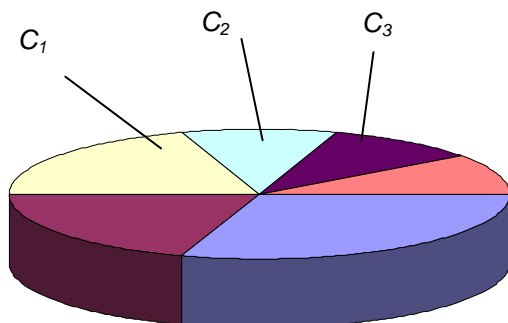
I forbindelse med det tredje momentet (c) kan en som påpekt av McCarty og Mackay (1993) knytte kroppskonsentrasjon til akutte effekter (for eksempel dødelighet) gjennom begrepet kritisk kroppskonsentrasjon (*critical body residue*, CBR). Dersom en for eksempel kjenner konsentrasjonen av et stoff i vann som gir 50 % dødelig (LC50) for en bestemt organisme i toksisitetstester, kan den tilsvarende kritiske kroppskonsentrasjonen bestemmes som produktet av denne verdien og stoffets biokonsentrasjonsfaktor i den samme organismen, dvs.  $CBR = LC50 \times BCF$ . En kan således benytte resultatene fra standard toksisitetstester på enkeltstoffer til å bestemme den kritiske kroppskonsentrasjonen for det samme stoffet (som i dette tilfellet gir 50 % dødelighet).

For en blanding av stoffer med samme virkemåte (*mode of action*) kan giftigheten (for eksempel LC50) beregnes ut fra hypotesen om additive konsentrasjoner, og det samme vil gjelde for den kritiske kroppskonsentrasjonen (Backhaus m. fl. 2003). Med kjennskap til komponentsammensetningen i kroppen på organismene og den kritiske kroppskonsentrasjonen til de enkelte komponentene kan en således beregne den kritiske kroppskonsentrasjonen til blandingen (faktaboks 2).

Forventet dødelighet kan derved bestemmes fra den aktuelle kroppskonsentrasjonen og den beregnede kritiske kroppskonsentrasjonen basert på visse antakelser om forløpet av dose-responskurven (faktaboks 3). I SINTEFs modell er det antatt at dose-responskurven følger en log-normalfordeling med et fast standardavvik.



FAKTABOKS 2: GIFTIGHET AV EN BLANDING (CONCENTRATION ADDITION)



$$C_B = \sum C_i$$

KROPPSKONSENTRASJONEN KAN KNYTTES TIL AKUTTE EFFEKTER (FOR EKSEMPEL DØDELIGHET) GJENNOM BEGREPET KRITISK KROPPSKONSENTRASJON (**CRITICAL BODY RESIDUE, CBR**): DERSOM EN KJENNER KONSENTRASJONEN AV ET STOFF SOM GIR 50 % DØDELIG ( $LC_{50}$ ) FOR EN BESTEMT ORGANISME, KAN DEN TILSVARENDE KRITISKE KROPPSKONSENTRASJONEN BESTEMMES SOM PRODUKTET AV DENNE VERDIEN OG STOFFETS BIOKONSENTRASJONSFAKTOR, DVS.  $CBR = LC_{50} \times BCF$ . FOR EN BLANDING AV STOFFER MED SAMME VIRKEMÅTE (*MODE OF ACTION*) BEREGNES GIFTIGHETEN UT FRA HYPOTHESEN OM ADDITIVE KONSENTRASJONER. MED KJENNSKAP TIL KOMPONENTSAMMENSETNINGEN I KROPPEN PÅ ORGANISMENE ( $C_1, C_2, \dots$ ) OG DEN KRITISKE KROPPSKONSENTRASJONEN TIL DE ENKELTE KOMPONENTENE,  $CBR_i$  KAN EN SÅLEDES BEREGNE DEN KRITISKE KROPPSKONSENTRASJONEN TIL BLANDINGEN, **CBR**:

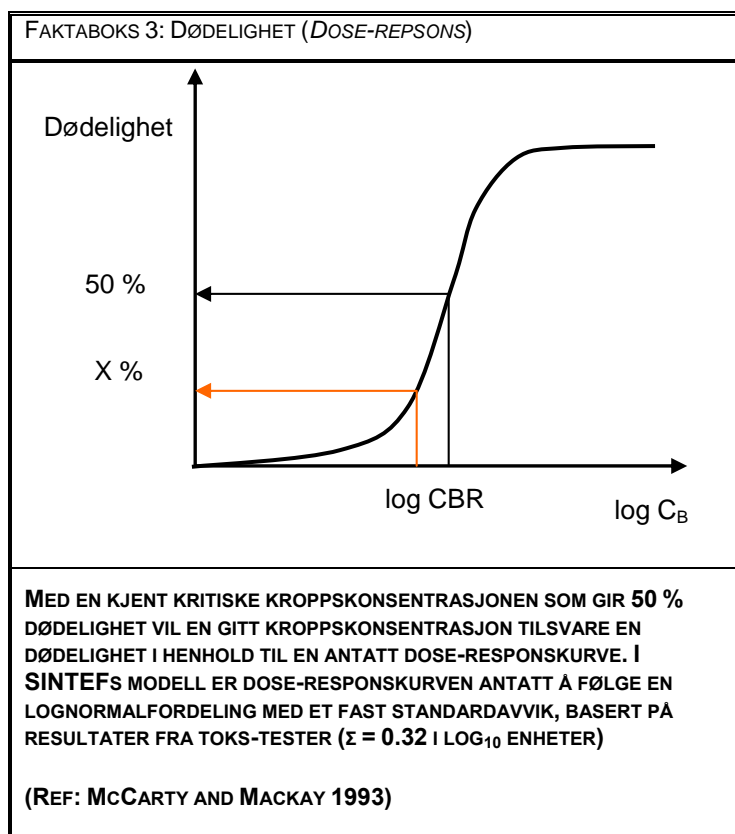
$$CBR = \sum C_i / \sum \frac{C_i}{CBR_i}$$

(REF: MCCARTY AND MACKAY 1993, BACKHAUS ET AL. 2003)

Selve beregningen foregår ved at det defineres ett eller flere geografiske gyteområder for et aktuelt fiskeslag. Gytingen i disse områdene antas å foregå i et visst avgrenset tidsrom, med start og slutt på bestemte datoer. Egg som gytes i disse områdene og larvene som etter hvert klekkes fra disse eggene representeres med modellpartikler som hver tenkes å tilsvare et stort antall individer. Vekten av individene som er med på å bestemme opptaksraten av oljekomponenter fra omliggende vannmasser antas å øke med tiden ut fra kjente vekstkurver for larver av de aktuelle fiskeslag.

Driften av disse modellpartiklene beregnes på grunnlag av de samme strømndata som driften av olje i vannmassene. I denne studien benyttes tredimensjonale tidsvarierende strømfelt for Norskehavet i 4x4 km oppløsning, hentet fra hydrodynamiske modellberegninger utført av Meteorologisk institutt (met.no) for året 2000. Strømndataene foreligger med en tidsoppløsning på 2 timer, og vil således omfatte variasjoner som følge av tidevann.

Drift og spredning av olje på overflaten og i vannmassene beregnes samtidig med larvedriften, og opptak og utskilling av oljekomponenter i modellpartiklene oppdateres fortløpende på grunnlag av det beregnede konsentrasjonsfeltet av løste oljekomponenter i vannmassene. Resultanten av opptak og utskilling (samt effekten av vekst av organismene) gir kroppskonsentrasjonen i de enkelte modellpartiklene.



Den tilhørende dødeligheten bestemmes ved å sammenholde den beregnede kroppskonsentrasjon med en beregnet *kritisk kroppskonsentrasjon* som avledes fra fordelingen av oljekomponenter i kroppsvetet og den kritiske kroppskonsentrasjonen for hver komponent (se faktaboks 2 og 3).

For å ta hensyn til eventuelle variasjoner i følsomhet mellom ulike typer organismer er det lagt inn en valgfri *sensitivitet* i modellen: De standardiserte LC50-verdiene for de ulike oljekomponentene som benyttes i OSCAR-modellen er basert på gjennomsnittsverdier rapportert for zooplankton, mens de LC50-verdiene som benyttes i beregningene av eksponering blir dividert med den valgte sensitiviteten. Forsøk har for eksempel vist at raudåte er mindre følsom for olje i vannmassene enn gjennomsnittet, mens torskelarver er vesentlig mer sensitiv. For raudåte vil en derfor benytte en sensitivitet mindre enn 1 (for eksempel 0,5), mens sensitiviteten for torskelarver velges større enn 1 (for eksempel 10).

Resultatene presenteres på to måter: Som tidsutviklingen av samlet dødelighet for alle modellpartiklene under ett, og som en statistisk fordeling av beregnet dødelighet i hver enkelt modellpartikkel. Den sistnevnte fremstillingen gir grunnlag for å legge inn mulige langtidseffekter som følge av subletal påvirkning av larvene: Larver som har vært utsatt for en eksponering som er lik eller større enn en gitt lav akutt dødelighet (for eksempel 1 %), kan i prinsippet være svekket

slik at de vil ha mistet muligheten til å vokse opp. Andelen av larvene med dødelighet lik eller større enn en slik antatt *effektgrense* kan dermed si noe om mulig tap av gyteprodukter som følge av langtidsvirkninger av oljeeksponering.

### 3 ETABLERING AV EFFEKTKONSENTRASJONER

Råolje er en kompleks blanding av organiske forbindelser og den kjemiske sammensetningen varierer mye. En andel av oljen løses i vann og både mengden utløste komponenter samt sammensetning og giftighet av disse vil variere med oljetype, oljemengde, oljens forvitningsgrad, og kinetiske parametere som særlig er knyttet til størrelsesfordelingen på partikler som er nedblandet i vannsøylen.

Bestemmelse av effektkonsentrasjoner er basert på en omfattende gjennomgang av litteratur i kombinasjon med teoretiske vurderinger av komponentutløsning fra Balder råolje til vannfasen og OSCAR modellsimuleringer av eksponering under de forhold som råder i analyseområdet. Dette er gjort på en måte som imøtekommer et ønske om å relatere effekter til  $\Sigma$ PAH og samtidig trekke en parallell til andre brukte angivelser av oljekonsentrasjon basert på løst fraksjon av hydrokarboner og totalkonsentrasjon av hydrokarboner (løste komponenter og partikulær olje).

Giftighet av olje blir angitt på mange forskjellige måter og dette er en kilde til betydelig forvirring også blant fagfolk. Mange av angivelsene er basert på tilgjengelig analysemetodikk (selektiv analyse av enkelte komponentgrupper hvor tilstedeværelsen av andre komponenter blir ignorert) og det finnes ingen enhetlig bruk av betegnelser. For denne analysen er følgende angivelser benyttet for å angi LC/EC50-verdier:

- **THC dispersjon  $THC_D$** : Total mengde hydrokarbon per liter inkluderer både dispergert olje og løste komponenter.
- **THC vannløselig fraksjon  $THC_V$** : Angir mengde løste oljekomponenter.
- **TPAH**: Total mengde PAH inklusiv naftalener (se vedlegg 2).

Forholdet mellom disse verdiene avhenger av oljetype og graden av forvitring. For å kunne utnytte eksisterende datagrunnlag er det utarbeidet en nøkkel som gjør det mulig å estimere alle størrelsene ut fra angivelse av en av verdiene og relateres til simulerte vannkonsentrasjoner av Balder råolje. Det er tatt utgangspunkt i en moderat forvitret olje som har en vannfraksjon med høyere spesifikk giftighet (lavere LC/EC<sub>50</sub>) enn fersk olje. Nøkkelen har ikke generell gyldighet, men representerer Balder råolje og andre råoljer med lignende sammensetning og egenskaper.

Underlaget for vurderingene av effektgrenser ligger i Vedlegg 2, men det er konkludert med en EC<sub>50</sub> verdi på **2,5 ppb** TPAH for tidligstadier av torsk og sild. Eksponeringssimuleringene (dokumentert i samme vedlegg) viser at EC<sub>50</sub> verdi på 2.5 ppb TPAH tilsvarer en EC<sub>50</sub> verdi for THC dispersjon (THCD) på **375 ppb**. Disse dataene gjelder for egg og larver av torsk og sild, men kan ikke uten videre generaliseres til andre arter..

I forhold til bruken av effektgrense på THC uten bruk av sikkerhetsfaktor er det er gjort et arbeid med å vise en korrelasjon mellom THC og PAH (belyst i kapittel 6 og 9.3). Dette arbeidet viser at andelen 2-3 ring PAH i vannløselig fraksjon fra et datasett med relevante norske råoljer er 12,4 % (SE 1,60) og tilsvarende for 4-6 ring PAH 1,92 % (SE 0,44). Variansen i PAH-konsentrasjon er ikke stor, og det er derfor faglig forsvarlig å benytte en generell grenseverdi for THC, også i forhold til at innhold av PAH varierer noe fra olje til olje.



## 4 DRIFT OG SPREDNING AV OLJE I VANNMASSENE

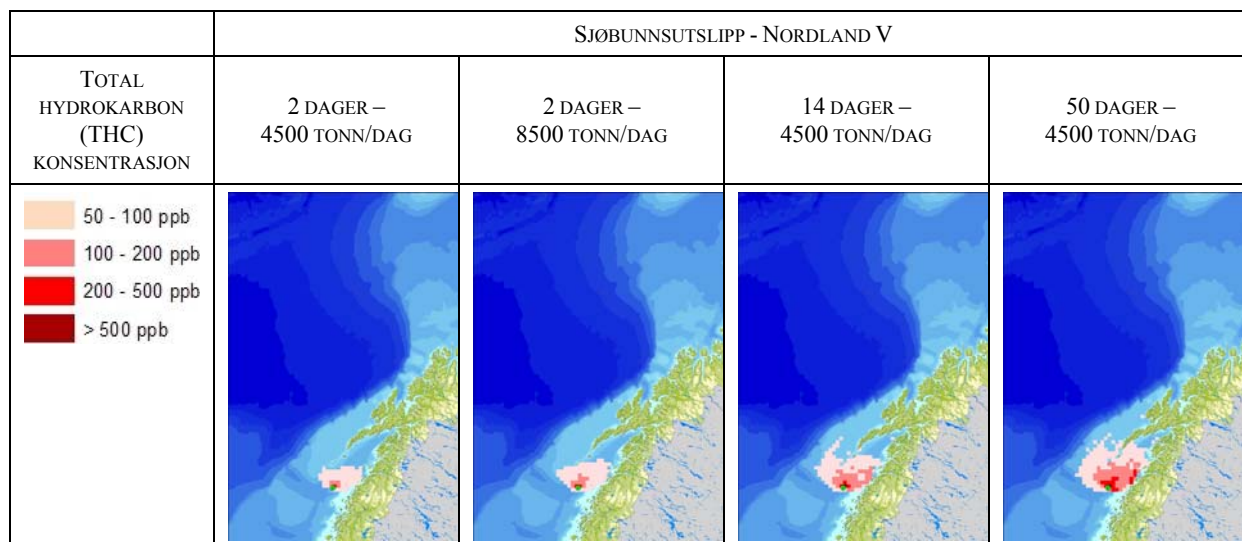
Oljedriftsberegningene og resultatene fra disse er rapportert i en egen DNV rapport (2010) og i det følgende er det lagt vekt på en oversiktlig fremstilling av resultatene.

Oljetypene som er lagt til grunn i analysen er Balder olje for utslipp fra Nordland V, Nordland VI og Nordland VII og Huldra kondensat for utslipp fra Troms II. Balderoljen er en tung olje med tetthet  $914 \text{ kg/m}^3$  og lite innhold av flyktige komponenter som gir lavt fordampningstap. Oljen har derfor lang levetid på havoverflaten. Vannopptaket går sakte, men maksimalt vannopptak er høyt (78 %). Dette medfører et oljeemulsjonsvolum som er opptil 2-3 ganger så stort som oljens opprinnelige volum på havoverflaten (SINTEF, 1996). Huldra er et parafinsk kondensat med tetthet  $809 \text{ kg/m}^3$  og stor andel av flyktige komponenter. Fordampningsgraden er høy sammenliknet med råoljer, om lag 40-50 % etter 1 døgn på havoverflaten. Vannopptaket er hurtig, men Huldra tar kun opp ca 40 % vann.

Resultatene i det følgende viser kart over gjennomsnittlig (over alle simuleringer) oljekonsentrasjon i  $10 \times 10 \text{ km}$  ruter som følge av de ulike utslippene og er basert på tidsmidlede maksimale verdier (over en simulering) for total oljekonsentrasjon (THC) dvs. både løste fraksjoner og oljedråper. Det er fokusert på å vise resultater fra sjøbunnsutslippene, da overflateutslipp gir langt lavere vannsøylekonsentrasjoner.

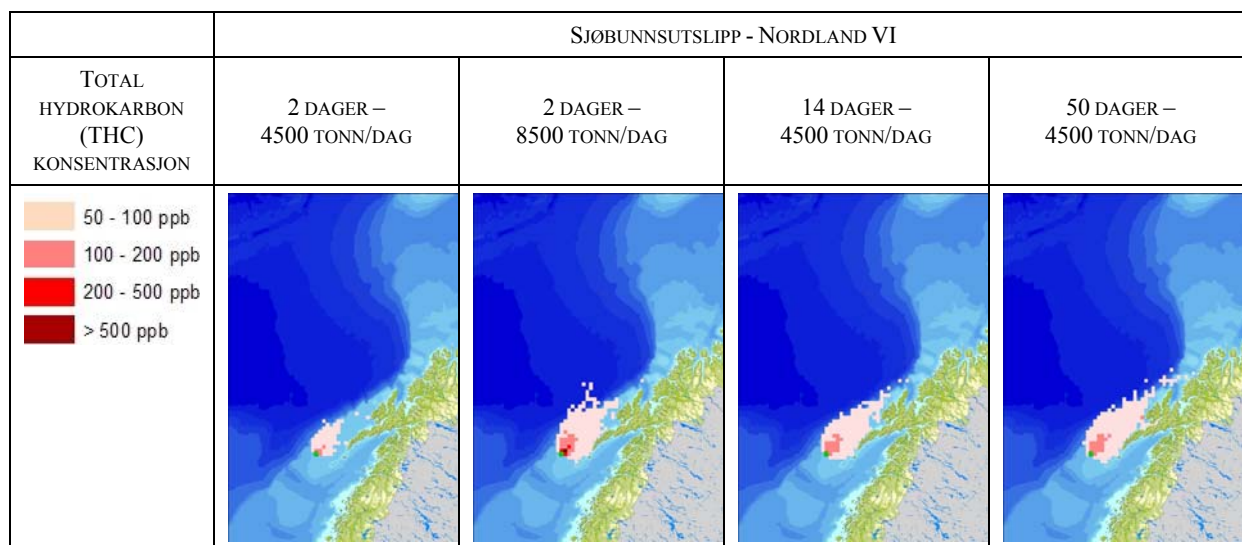
Scenario 6 med avtagende rate over tid er ikke tatt med i den videre analysen da tidsmidlede verdier over hele utslippsvarigheten (50 døgn) ikke vil gi en god indikasjon på mulige effekter i vannsøylen.

### 4.1 Nordland V



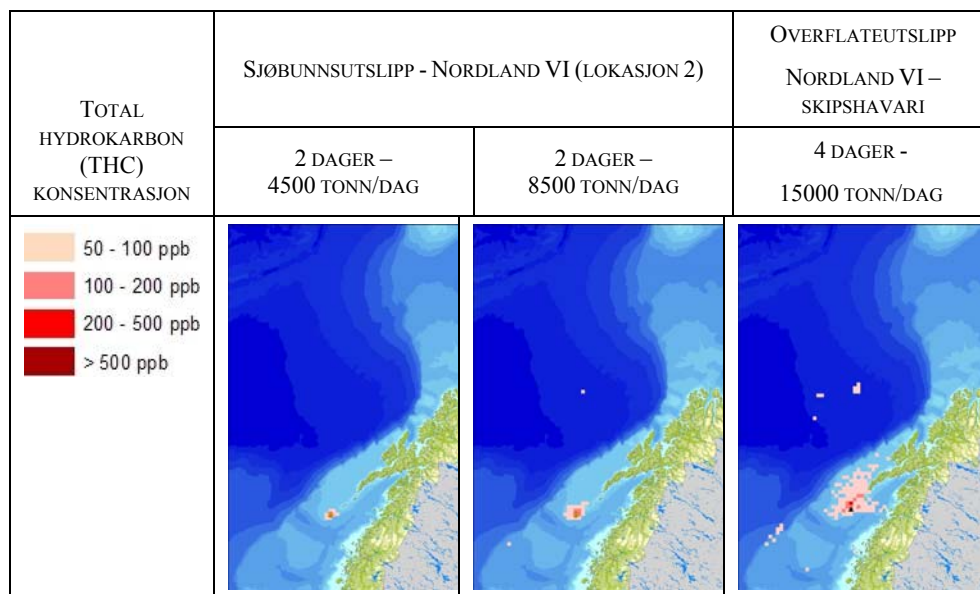
Figur 4-1 Beregnede gjennomsnittlige maksimale THC konsentrasjoner ( $\geq 50 \text{ ppb}$ ) i  $10 \times 10 \text{ km}$  grid celler gitt ulike utslippsscenarier fra sjøbunnen fra Nordland V.

## 4.2 Nordland VI



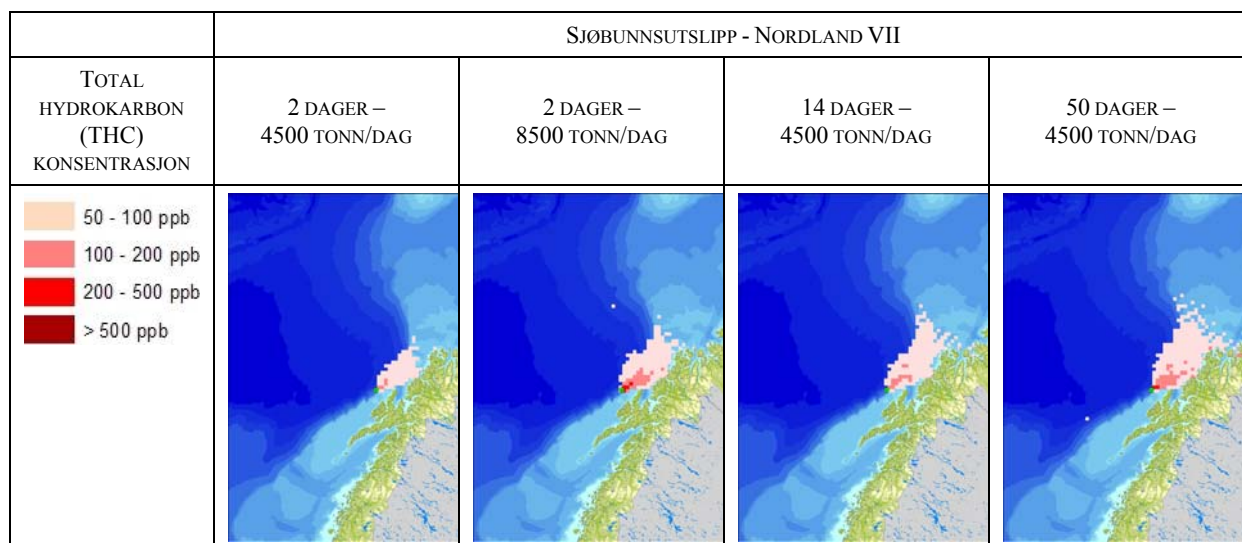
**Figur 4-2** Beregnede gjennomsnittlige maksimale THC konsentrasjoner ( $\geq 50$  ppb) i 10x10 km grid celler gitt ulike utslippsscenarioer fra sjøbunnen fra Nordland VI.

### 4.2.1 Alternativ lokasjon og skipshavari



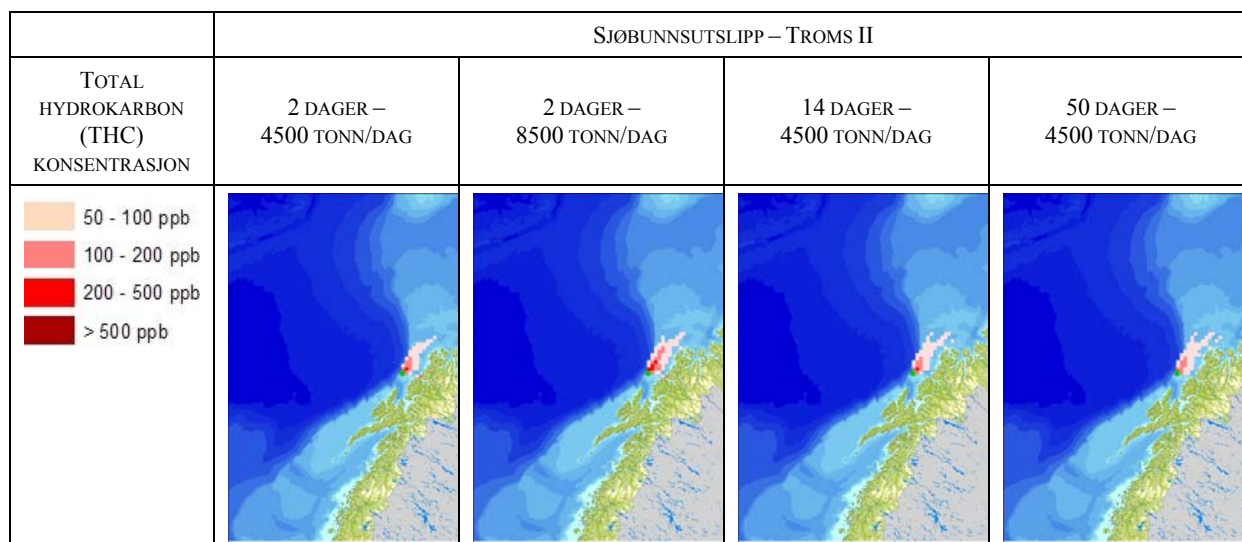
**Figur 4-3** Beregnede gjennomsnittlige maksimale THC konsentrasjoner ( $\geq 50$  ppb) i 10x10 km grid celler gitt ulike utslippsscenarioer fra Nordland VI (lokasjon 2 + skipshavari).

### 4.3 Nordland VII



Figur 4-4 Beregnede gjennomsnittlige maksimale THC konsentrasjoner (≥ 50 ppb) i 10x10 km grid celler gitt ulike utslippsscenarioer fra sjøbunnen fra Nordland VII.

### 4.4 Troms II



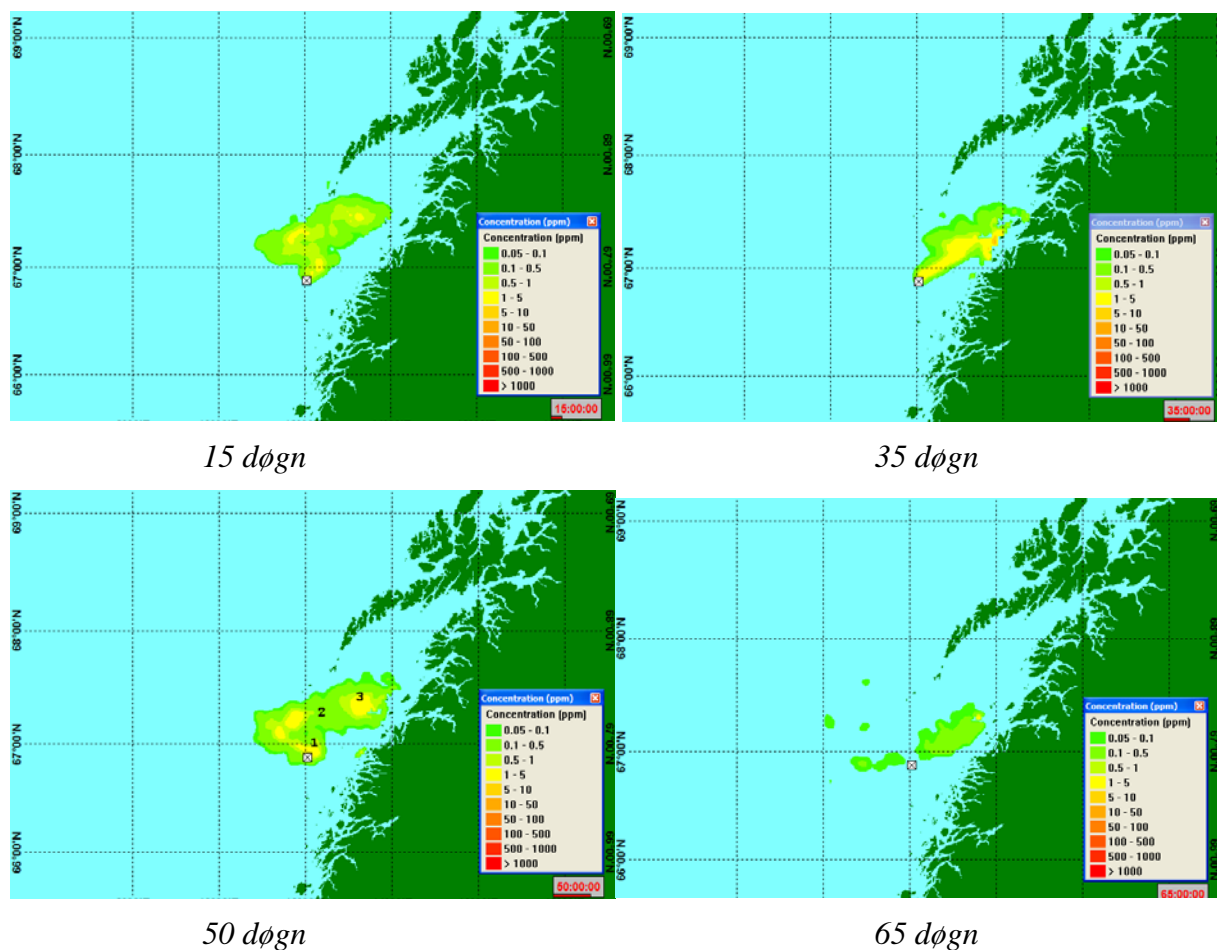
Figur 4-5 Beregnede gjennomsnittlige maksimale THC konsentrasjoner (≥ 50 ppb) i 10x10 km grid celler gitt ulike utslippsscenarioer fra sjøbunnen fra Troms II.

### 4.5 Situasjonbilder

I det følgende er det tatt ut to tilfeldige simuleringer ved hhv. Nordland V og VII for å gi noen inntrykk av spredning av olje i vannsøylen gjennom scenariene. Det er presentert kart over konsentrasjonsbildet ved ulike tidspunkt, samt en oversikt over konsentrasjon over tid i gitte

punktlokasjoner. Scenariet som presenteres er et sjøbunnsutslipp med 4500 t/d i 50 døgn (scenario 8). Scenariet er å betrakte som worst case med hensyn til sannsynlighet for en hendelse, men er likevel tatt med fordi det synliggjør viktige forskjeller med hensyn til langvarige utslipp fra ulike utslippslokasjoner.

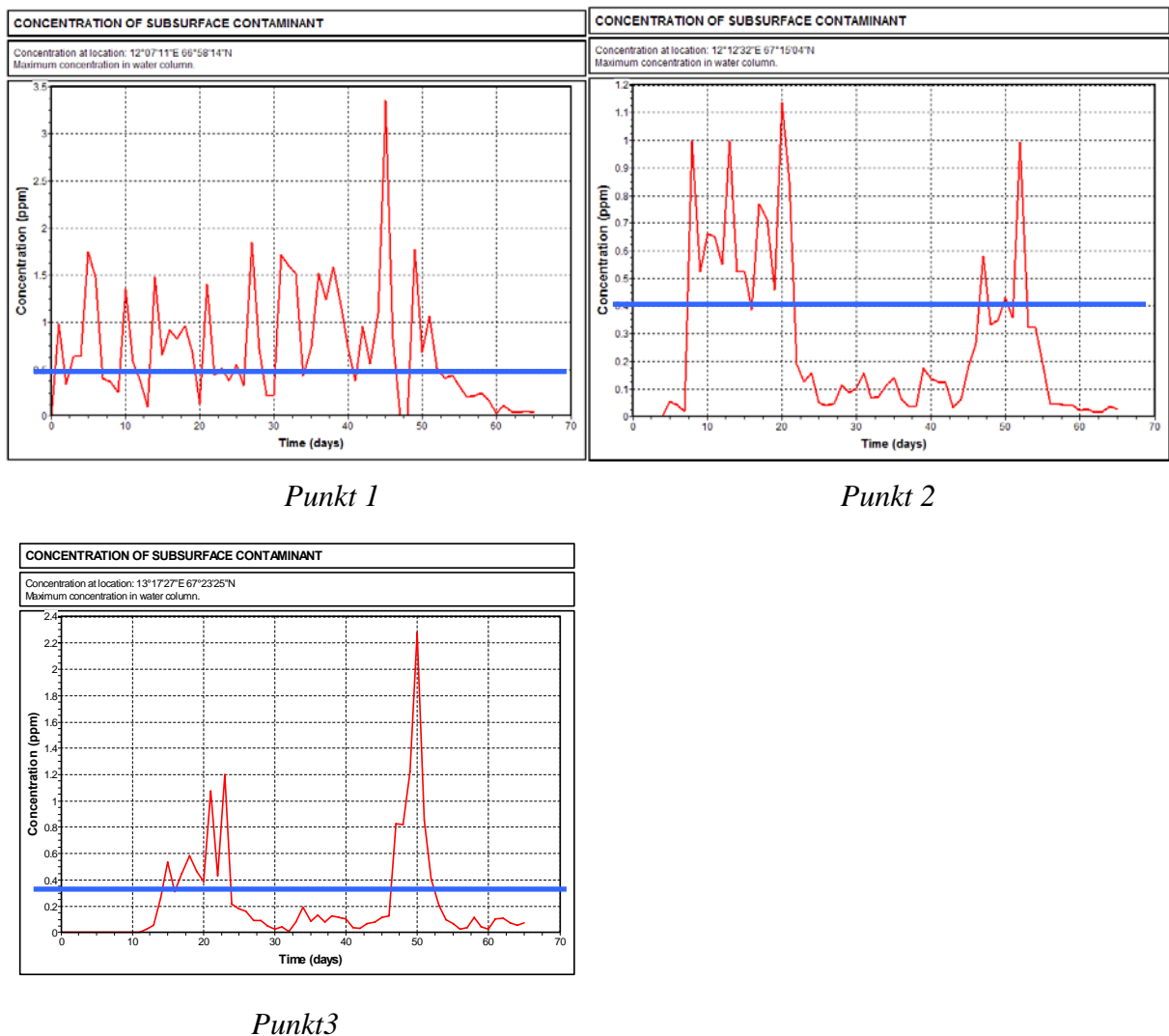
#### 4.5.1 Nordland V – tilfeldig valgt simulering 4500 t/d i 50 døgn



**Figur 4-6 Kart over vannsøylekonsentrasjoner (ppm THC) ved ulike tidspunkt ved sjøbunnsutslipp fra Nordland V (scenario 8 med 4500 t/d i 50 døgn)**

Typisk for utslippene ved Nordland V er at de holder seg relativt lenge i samme område inn mot Vestfjorden og det gjør også denne simuleringen. Det betyr også at utslipp med lang varighet vil nå høyere konsentrasjoner enn i områder hvor oljen i større grad fraktes med strømmen nordover. Dette vil også gjenspeiles i tidsutviklingen ved ulike punkter i ulike avstand fra utslippspunktet (se Figur 4-6). Området nærmest utslippspunktet (punkt 1) vil ha en varierende konsentrasjon, men den holder seg alltid over effektgrensen på 375 ppb THC gjennom hele utslippets varighet. Punkt 2 opplever større forskjeller i THC-konsentrasjon over tid med mer markante perioder med konsentrasjoner over og under effektgrensen, mens punkt 3 har noen høye topper, men også lange

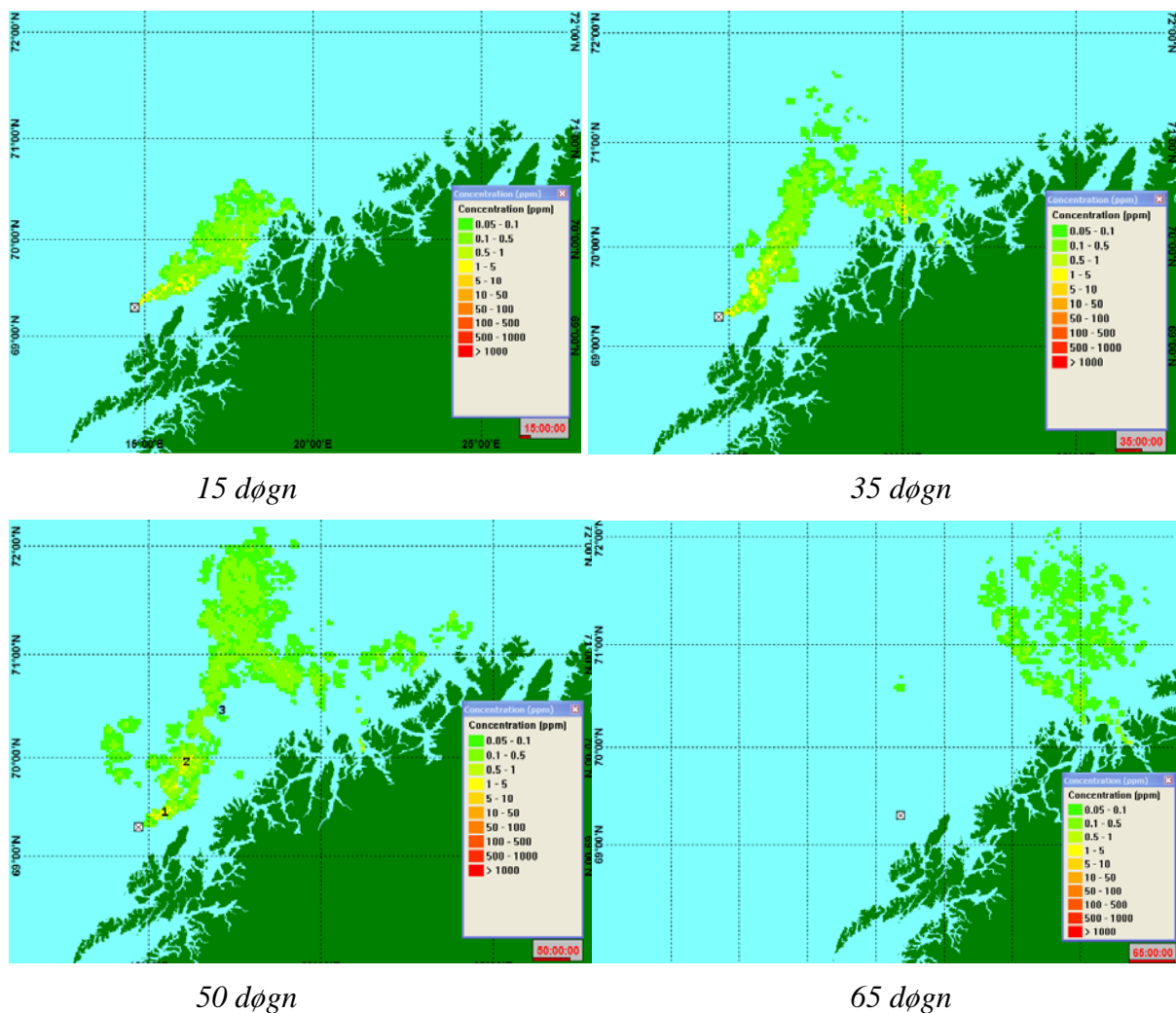
perioder med konsentrasjoner under effektgrensen. Oljen kommer heller ikke til området før etter ca. 10-12 døgn.



**Figur 4-7 Tidsutvikling av vannsøylekonsentrasjoner (ppm THC) ved 3 ulike lokasjoner (se Figur 4-6) ved sjøbunnsutslipp fra Nordland V (scenario 8 med 4500 t/d i 50 døgn). Effektgrensen på 375 ppb er vist som blå linje.**

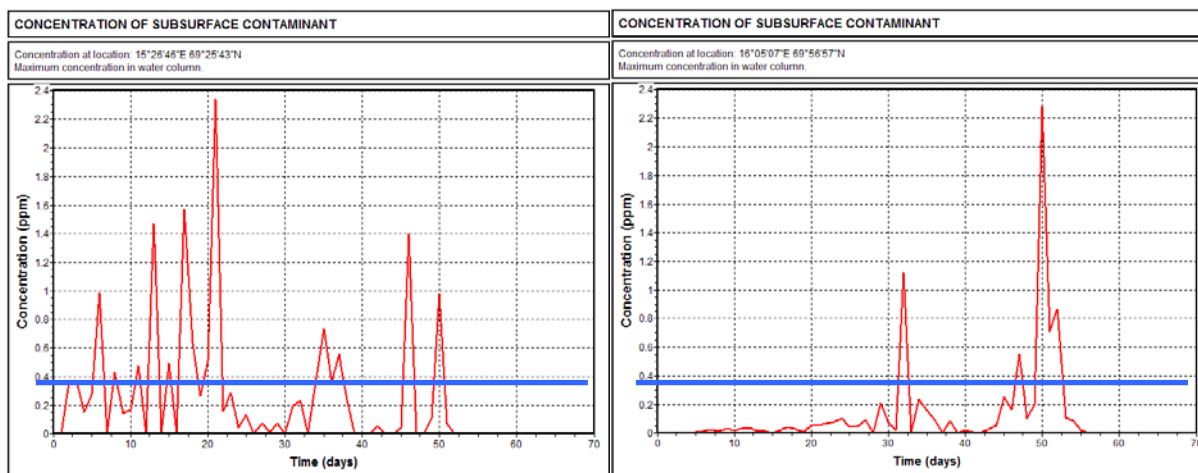
#### 4.5.2 Nordland VII – tilfeldig valgt simulering 4500 t/d i 50 døgn

Typisk for utslipp fra lokasjonen i Nordland VII er, i motsetning til Nordland V, at oljen i større grad driver med vannmassene nordover og derav får man også en større spredning av utslippene og noe lavere konsentrasjoner (se Figur 4-8 for tidsutvikling av en tilfeldig simulering).



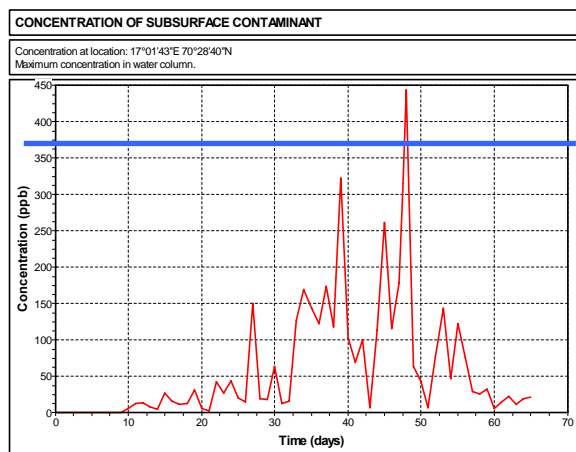
**Figur 4-8 Kart over vannsøylekonsentrasjoner (ppm THC) ved ulike tidspunkt ved sjøbunnsutslipp fra Nordland VII (scenario 8 med 4500 t/d i 50 døgn)**

Ser man videre på maksimal THC i vannmassen for ulike punkter i ulik avstand fra utslippspunktet (Figur 4-9), ser man også en større variasjon og noe kortere eksponeringstid enn for Nordland V. Selv et punkt nær utslippspunktet (punkt 1 fra Figur 4-8) vil i perioder være oppleve konsentrasjoner under effektgrensen, mens punkt 2 og 3 ikke vil få tidsmidlede konsentrasjoner over effektgrensen selv om de i kortere perioder vil være over.



*Punkt 1*

*Punkt 2*



*Punkt 3*

**Figur 4-9 Tidsutvikling av vannsøylekonsentrasjoner (ppm/ppb THC) ved 3 ulike lokasjoner (se Figur 4-8) ved sjøbunnsutslipp fra Nordland VII (scenario 8 med 4500 t/d i 50 døgn). Effektgrensen på 375 ppb er vist som blå linje.**

## 5 DRIFT OG SPREDNING AV FISKEEGG OG –LARVER

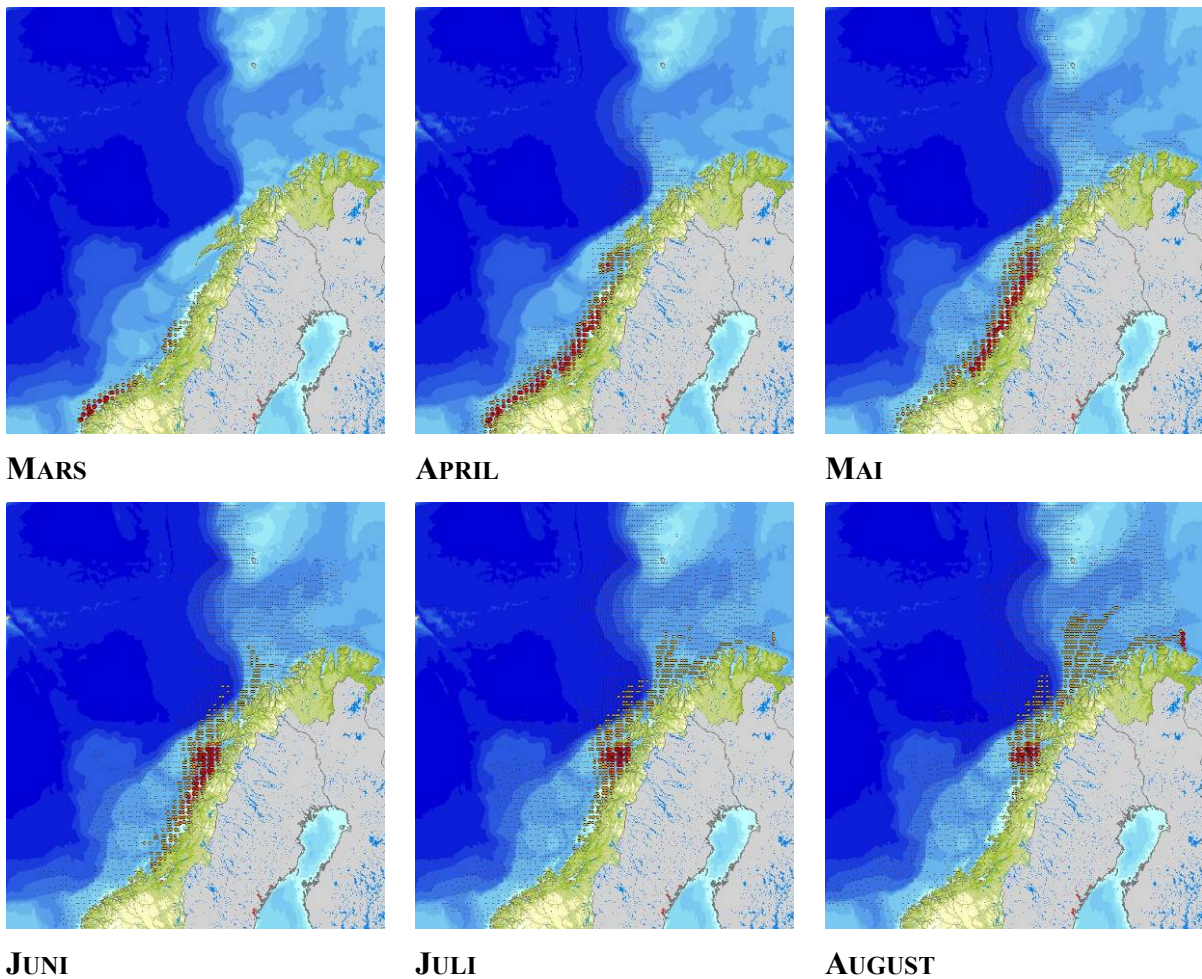
Til grunn for vurdering av mulige konsekvenser for norsk vårgytende sild og norsk-arktisk torsk er benyttet modelldata fra Havforskningsinstituttet med modellert larvefordeling i perioden mars-september for årene 1980-2004. Datasettet representerer en lang tidsserie for larvefordelingene og driften av egg og larver fra gyteområdene nordover og inn i Barentshavet. Det bør bemerkes at pga. relativt lav romlig oppløsning i modellen (20 km) så er ikke modellen i særlig stand til å transportere larver som driver inn i Vestfjorden fra sørlige gyteplasser (Møre, Halten og Sklinna) ut igjen på vestsiden av Vestfjorden. Det er derfor i tillegg utført analyser på 2 år (2008 og 2009) hvor Havforskningsinstituttet har kjørt sin operasjonelle larvedriftsmodell for sild og torsk med høyere oppløsning (4 km modell; se kap 5.1).

### *Norsk vårgytende sild*

NVG-silda blir kjønnsmoden i 3-5-års-alderen; alderen avhenger noe av mengden sild (lite sild, mindre konkurranse og høy somatisk vekst). Den gyter i virvler over bankeområder langs norskekysten hovedsakelig i mars – april (Sætre 1999). På 1980-tallet gytte 90 % av gytestammen i et begrenset område på Mørkekysten mellom 62° og 63°30' N. Senere har det vært mer gytere også i områder lenger nord. Den eldste og største silda, som også har det største gytepotensialet, har en tendens til å vandre lenger sør og til gytefeltene lengts fra kysten. Dette kan skyldes at større fisk er bedre i stand til å migrere langt sør fra overvintringsfeltene i Lofoten-Vesterålen-området. Sild som er førstegangsgytere gyter også senere i sesongen. Gytingen skjer på 40-150 meters dyp; eggene fester seg til bunnen og utvikles der i ca. 3 uker før de klekkes. Gyteområdene er banker som virker som retensjonsområder, slik at larvene ofte beveger seg lite de første to-tre ukene. Disse områdene har også svakere vertikalsjiktning enn omkringliggende områder og det er derfor god tilgang på føde for larvene, som begynner å spise raudåtenauplier fra fem dagers alder. Larvene driver nordover med kyststrømmen, i likhet med torskelarver. Veksthastighet og dødelighet varierer mye fra år til år, noe som er av meget stor betydning for sjøfugl, spesielt lundefugl

En oversikt over gjennomsnittlig sildelarveutbredelse (fra 1980-2004) for ulike måneder er gitt i Figur 5-1. Det presiseres at den årlige variasjon mellom de ulike fordelingene er relativt stor og at det i analysene er benyttet data fra hvert 10 døgns intervall for hvert enkelt år. For sild er det klart at de største effekter kan forventes fra Mai/Juni og utover ettersom larvene konsentreres i Vestfjorden og Lofoten området.





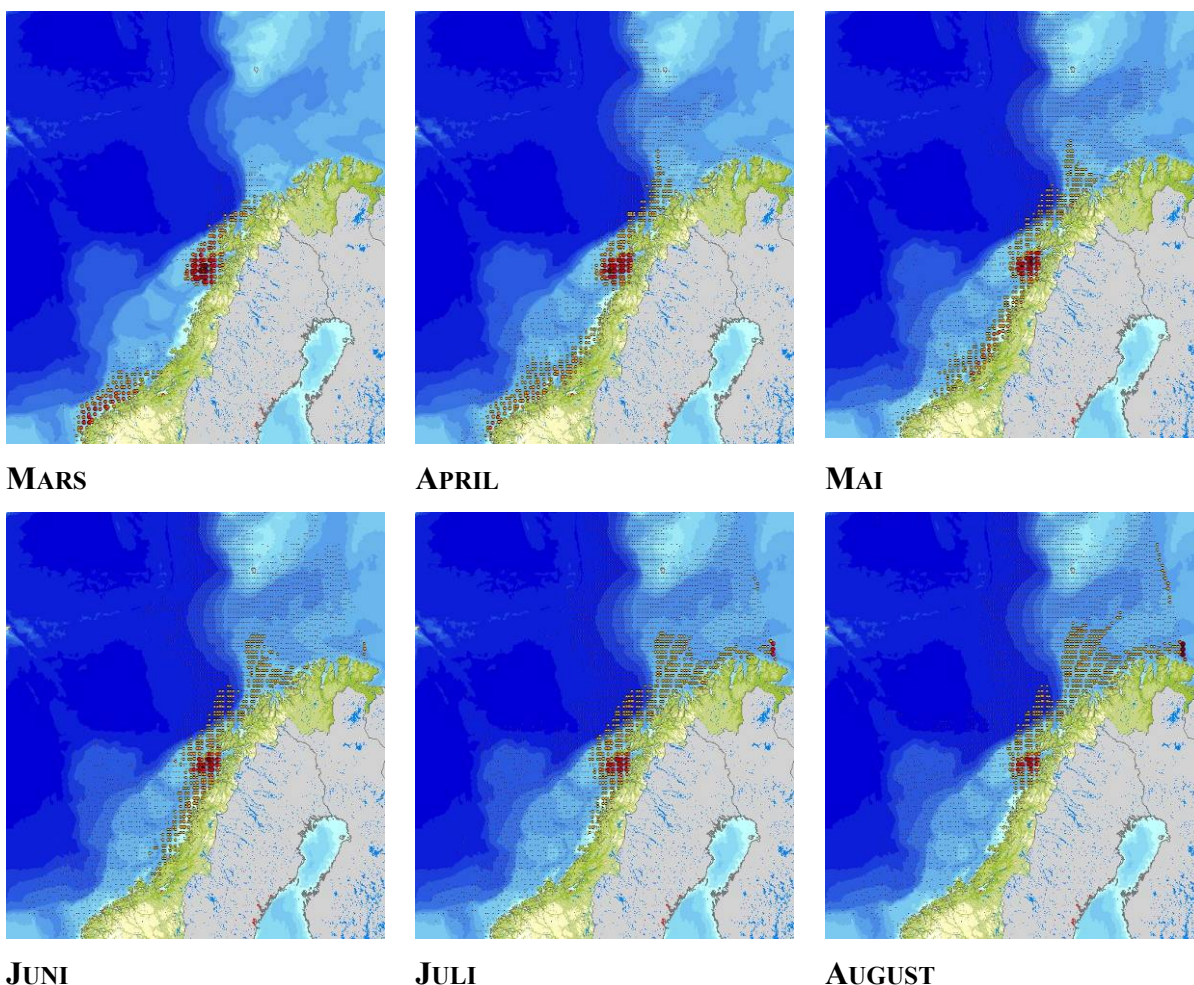
**Figur 5-1 Gjennomsnittsfordeling av sildelarver i ulike måneder basert på modellerte data fra perioden 1980-2004 (Kilde: Havforskningsinstituttet)**

*Norsk-arktisk torsk*

Torsken gyter pelagisk (i de frie vannmasser) og vandrer motstrøms fra Barentshavet og nedover norskekysten til gyteområdene fra Møre i sør til Sørøya i vest-Finnmark. Torsken gyter pelagisk (i de frie vannmasser) og gytingen foregår fra starten av mars til begynnelsen av mai. Maksimal gyting i Lofoten området er første uken i april. De mest intensivt brukte gyteområdene er i Lofoten-området, spesielt Vestfjorden, Røst, Røstbanken og Vesterålen. Hannfiskene står på gytegrunnene relativt konstant, mens hunnfisken foretar lokale vandringer til og fra gytegrunnene mellom hver gyting, m.a.o. med 2-4 dagers mellomrom. Gytingen foregår på 50-200 meters dyp i overgangen mellom atlantehavsvann og kystvann (OLF 2008). De befruktede eggene stiger opp til overflaten og klekkes etter ca. 15 døgn (temperaturavhengig). Når torskelarvene klekkes fra egget, har de en plommesekk som fungerer som "matpakke" den første tiden. Det er stor dødelighet av larvene rett etter klekking, ved at plommesekken sprekker. Når plommesekken er brukt opp (typisk etter ca. 7-14 dager) må larven selv skaffe næring, dvs. plankton av en bestemt størrelse. Langs norskekysten er dette først og fremst nauplier (yngel) av raudåte (*Calanus finmarchicus*). Ettersom larvene er planktoniske, dvs. de driver passivt med strømmen og har minimal evne til å bevege seg, er de avhengige av at raudåteyngel er tilstede til rett tid og sted. Larvene holder seg i mellom 0 og 200 m dyp, med tyngdepunktet i 10-20 meters dybde.

Strømmen bringer larvene, som etter hvert går gjennom en metamorfose (ved ca 12 mm lengde) inn i Barentshavet. Bevegelsen er imidlertid ikke jevn, men mer rykkvis, da larvene/ungelen fanges i retensjonsområder over banker, spesielt Tromsøflaket.

En oversikt over gjennomsnittlig (basert på samtlige år) torskelarveutbredelse for ulike måneder er gitt i Figur 5-2. For torsk som har sitt hovedgyteområde i Lofoten-Vesterålen så forventes et mer jevnt effektbilde utover i larvedriftsperioden ettersom det kommer tilsig av larver inn i området sørfra, men samtidig vil egg gytt i dette området drive videre nordover mot Tromsøflaket og opp langs Eggakanten eller inn i Barentshavet.

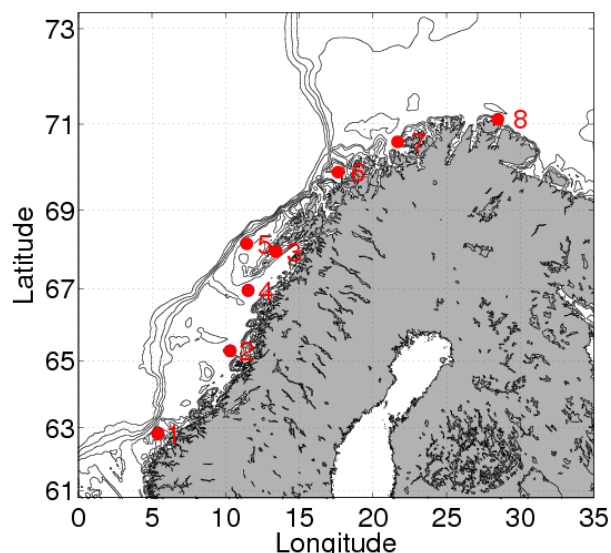


**Figur 5-2 Gjennomsnittsfordeling av torskelarver i ulike måneder basert på modellerte data fra perioden 1980-2004 (Kilde: Havforskningsinstituttet)**

## 5.1 Nye data 2008 – 2009

Havforskningsinstituttet har i tillegg tilrettelagt larvefordelingsdata for 2008 og 2009 som er kjørt operasjonelt med en 3-dimensjonal hydrodynamisk modell (ROMS) med 4 km romlig

oppløsning. Modellen er beskrevet i Vikebø m fl. (2009), se <http://talos.nodc.no:8080/ncWMS/larve.html>.



**Figur 5-3 Gytelokaliteter for torsk og sild i HIs 4km operasjonelle larvedriftsmodell.**

Partikkelmodellen har 8 gytelokaliteter for torsk og 3 for sild (se Figur 5-3) og har lagt til grunn følgende fordeling av gyteintensitet ved de ulike gyteområdene (Tabell 5-1):

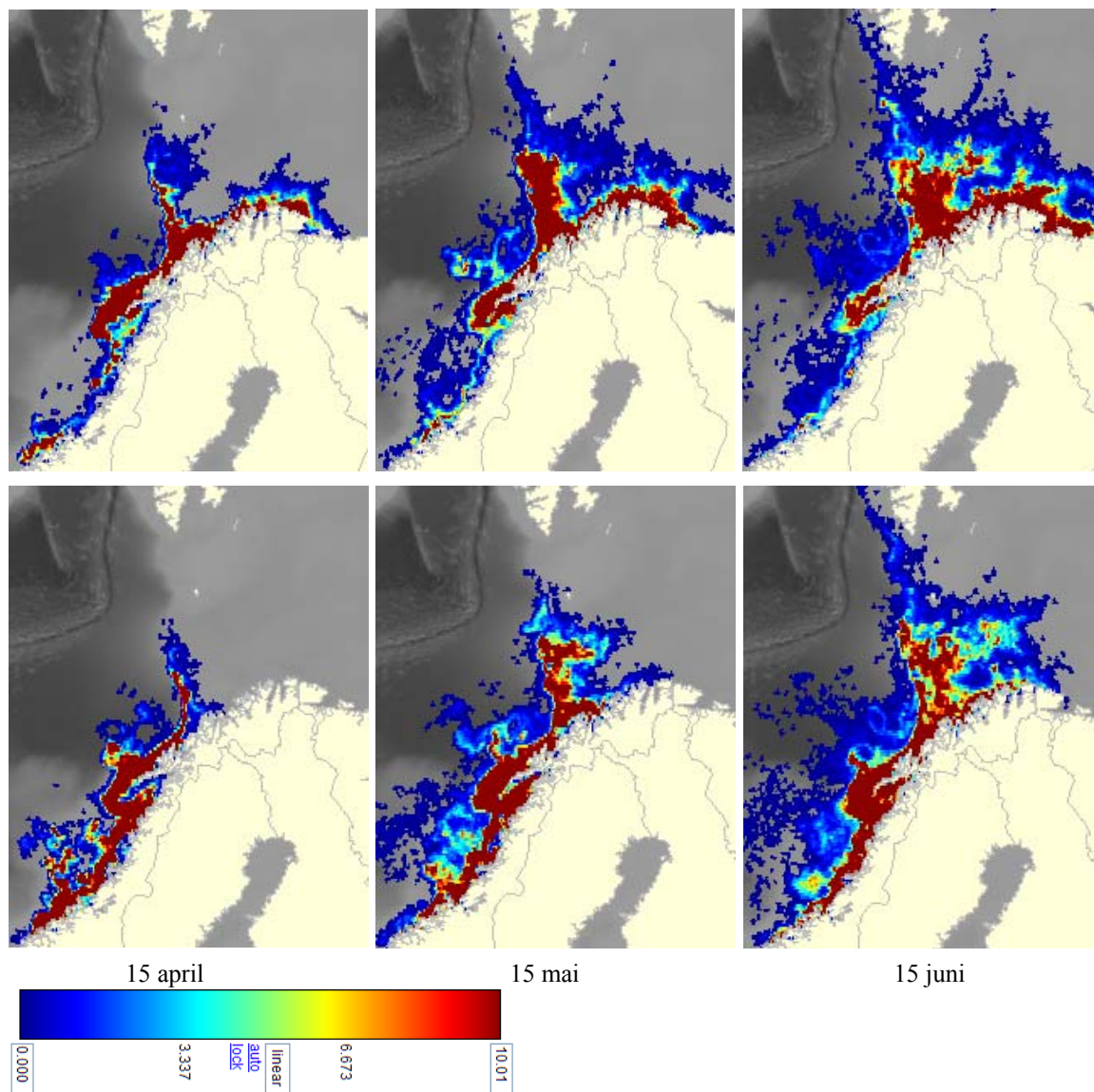
**Tabell 5-1 Fordeling av gyteintensitet i HIs operasjonelle larvedriftsmodell (prosent andel av total gyteaktivitet)**

	MØRE	SKLINNA	RØST	VESTFJORDEN	MOSKENES-GRUNNEN	MALANGS-GRUNNEN	BREIVIKBOTN	NORDKYN
<b>TORSK</b>	5	5	10	20	20	25	10	5
<b>SILD</b>	50	30	20					

Tabellen reflekterer de senere års gytefordeling i prosent for sild og torsk som er lagt til grunn ved initiering av larvedriftmodelleringen. Feltdata fra Havforskningsinstituttet viser at sild typisk gyter på banker ikke dypere enn ca. 200 meter og eggene ligger fast på bunn inntil de klekkes fra ca 15. mars til 15. april. Torsk gyter typisk i termoklinen mellom 4-6 grader celsius fra ca 1. mars til 1. mai og gytetidspunktet ser ut til å variere lite mellom år. Torskeeggene driver pelagisk med havstrømmene. Gytingen i de senere år funnet sted lenger vest i Lofoten enn før og generelt er gytingen forskjøvet nordover.

Partikkelutslippene er normalfordelt i tid. Initieringen av virtuelle gyteprodukter fra torsk er normalfordelt i tid med start 1. mars og slutt 1. mai. Initieringen av virtuelle sildelarver er normalfordelt i tid med start 15. mars og slutt 15. april.

Eksempler under viser fordeling av torskelarver for ulike perioder i 2009 (samlet bilde fra alle gyteområder).



**Figur 5-4 Larvefordelinger for ulike tidspunkt i 2009 for torsk (øverst) og sild (nederst). Figurer fra HIs operasjonelle larvedriftsmodell. Rødt angir høyeste konsentrasjoner.**

## 6 RESULTATER – STATISTISKE TAPSANALYSER

Basert på resultatene fra oljedriftsberegningene er det gjort et utvalg i forhold til hvilke utslippsscenarioer det er utført analyser på for de ulike lokasjonene. For Nordland VI er samtlige scenarier for sjøbunnsutslipp analysert. I tillegg er det utført analyser på 2 av overflateutslippene, scenario 4 som representativt for både utblåsninger, rørledningslekkasjer, utslipp fra lagertanker og utslipp ved lasting/lossing og scenario 5 som representativt for uhell ved skipsfart eller kollisjon mellom fartøy og innretning. I tillegg er scenario 7 analysert i forhold til øvre del av utfallsrommet for tilsvarende hendelser. Scenario 5 er i utgangspunktet et overflateutslipp, men kan også komme inn som et sjøbunnsutslipp, men da relatert til en utblåsning.

For de øvrige utslippsposisjonene er det analysert kun på sjøbunnsutslipp og på hendelser som dekker de mest representative scenariene (4 og 5), samt hendelser i øvre del av utfallsrommet (scenario 7 og 8). Scenario 1 og 2 gir ikke konsentrasjoner over effektgrensen for fiskelarver og er derfor ikke tatt videre, mens scenario 3 gir svært begrenset utslag og er heller ikke analysert videre. En oversikt over utførte analyser er gitt i Tabell 6-1. Tabellen gjelder larvedriftsdataene fra perioden 1980-2004, mens det for de nye larvedataene fra 2008 og 2009 er analysert på scenario 7 og 8 for Nordland VI og for scenario 4, 7 og 8 for Nordland V.

**Tabell 6-1 Oversikt over utførte statistiske tapsanalyser for torsk- og sildelarver.**

Scenario-ID	Utslipps-rate (t/d)	Utslipps-varighet	Utslipps-volum (t)	Scenario representativitet	Nordland VI	Nordland V	Nordland VII	Troms II
1	500	2 timer	42	B, E	-	-	-	-
2	35	14 dager	490	D	-	-	-	-
3	1000	2 døgn	2000		-	-	-	-
4	4500	2 døgn	9000	A,C,F,G	T/S	S	S	S
5	8500	2 døgn	17000	I, J	T/S	T/S	T/S	T/S
6	4500 1000 200	2 døgn 13 døgn 35 døgn	29000		*	*	*	*
7	4500	14 døgn	63000		S	S	S	S
8	4500	50 døgn	225000		T/S	S	S	S

S = sjøbunnsutslipp, T = overflateutslipp, - gir ikke konsentrasjoner over effektgrensen,

\*tidsmidlet oljekonsentrasjon gir et lite reelt bilde av effekter og er derfor utelatt

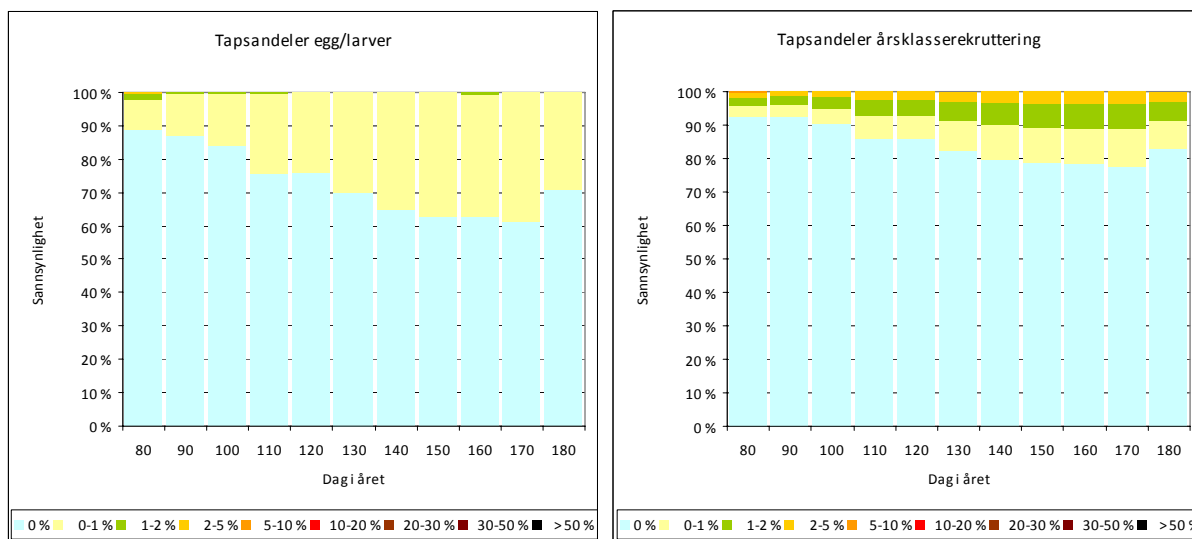
For alle utslipp med 2-4 døgn varighet er det beregnet tapsandeler kun på ett tidssteg med larver (modelldata på larvefordeling er tilrettelagt hvert 10 døgn), som betyr at man ikke antar at eksponeringstiden er så stor at det vil påvirke neste larvefordeling. For utslippet med 14 døgn varighet er det summert tapsandeler av 2 tidssteg, dvs. man antar en eksponeringstid i vannsøylen på inntil 20 døgn. For utslipp med 50 døgn varighet er det rimelig å anta inntil tilsvarende eksponeringstid i vannsøylen og det er summert tapsandeler for 5 påfølgende tidssteg.

I det følgende presenteres først resultater fra tapsanalysene på egg/larver med sannsynlighetsfordeling på ulike bestandstap gjennom larvedriftsperioden (10 døgn intervaller). Deretter presenteres tilsvarende figur for tapsandeler av årsklasserekruttering dvs. etter at man justerer for ulike overlevelse av de tapte larvene (Tabell 2-1 er anvendt på resultatet av

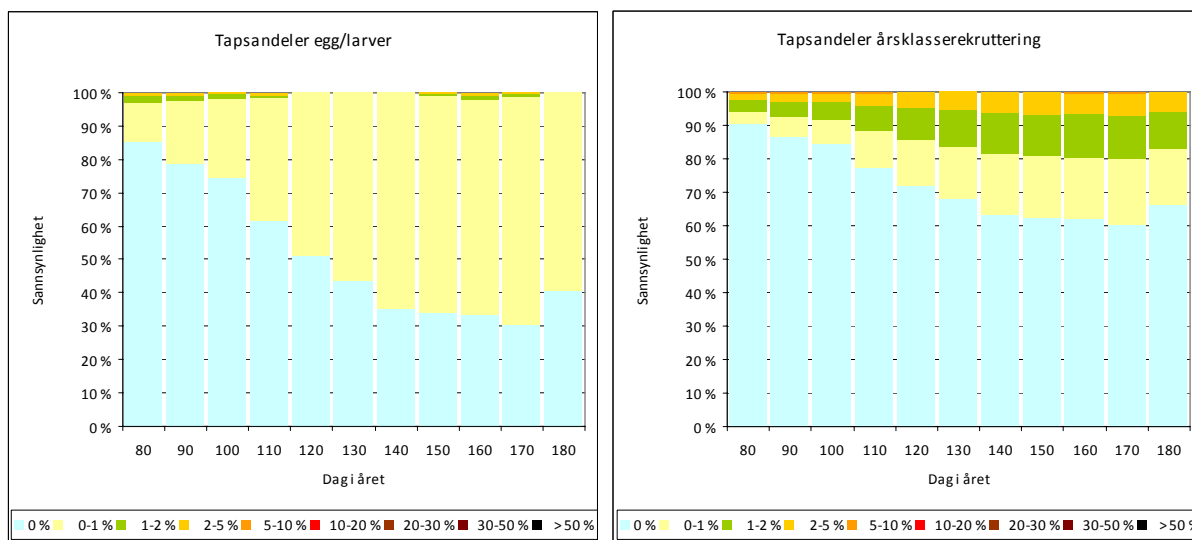
egg/larvetapene). Fra grafene kan man se når i larvedriftsperioden tapsandelen har vært størst (x-aksen) og hvor stor sannsynlighet det er for ulike tapsandeler (y-aksen).

## 6.1 Nordland V

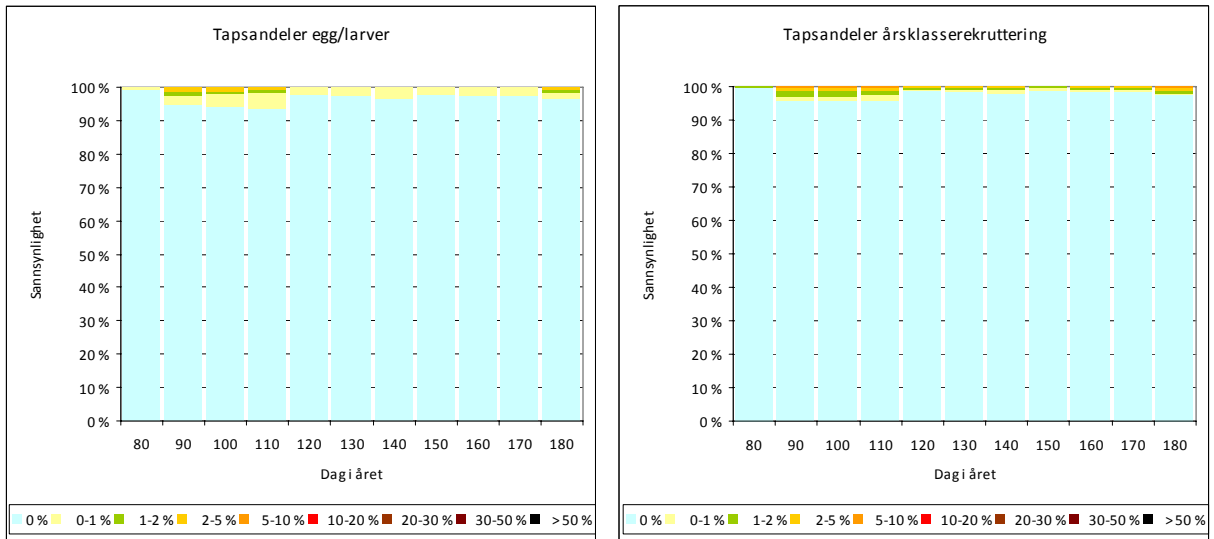
### 6.1.1 Torsk



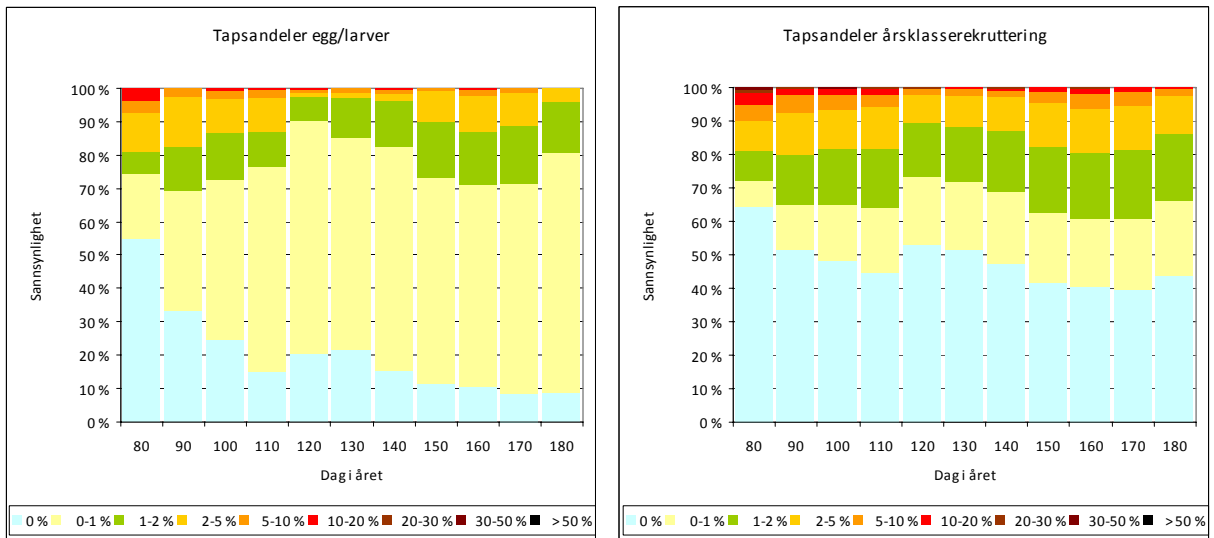
**Figur 6-1 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 4500 t/d i 2 dager fra Nordland V (scenario 4)**



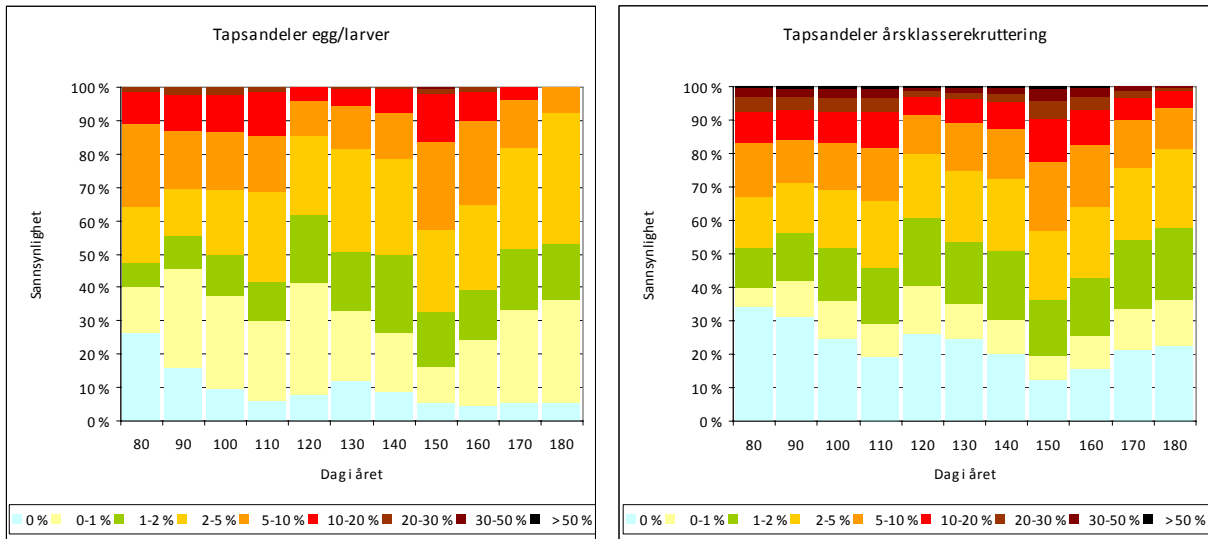
**Figur 6-2 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 8500 t/d i 2 dager fra Nordland V (scenario 5)**



**Figur 6-3 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et overflateutslipp på 8500 t/d i 2 dager fra Nordland V (scenario 5)**

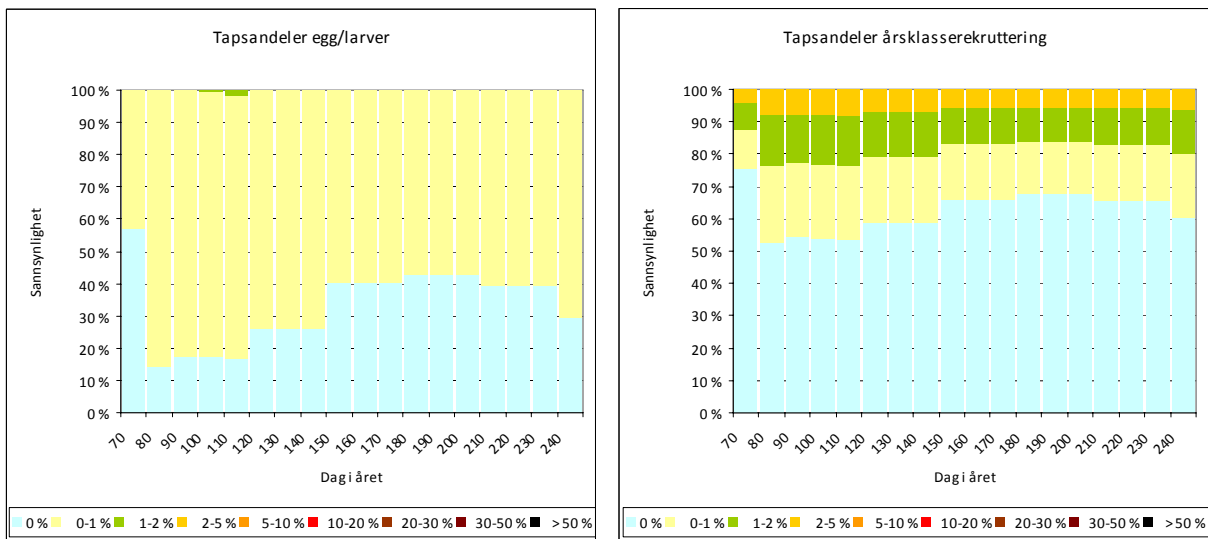


**Figur 6-4 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 4500 t/d i 14 dager fra Nordland V (scenario 7)**



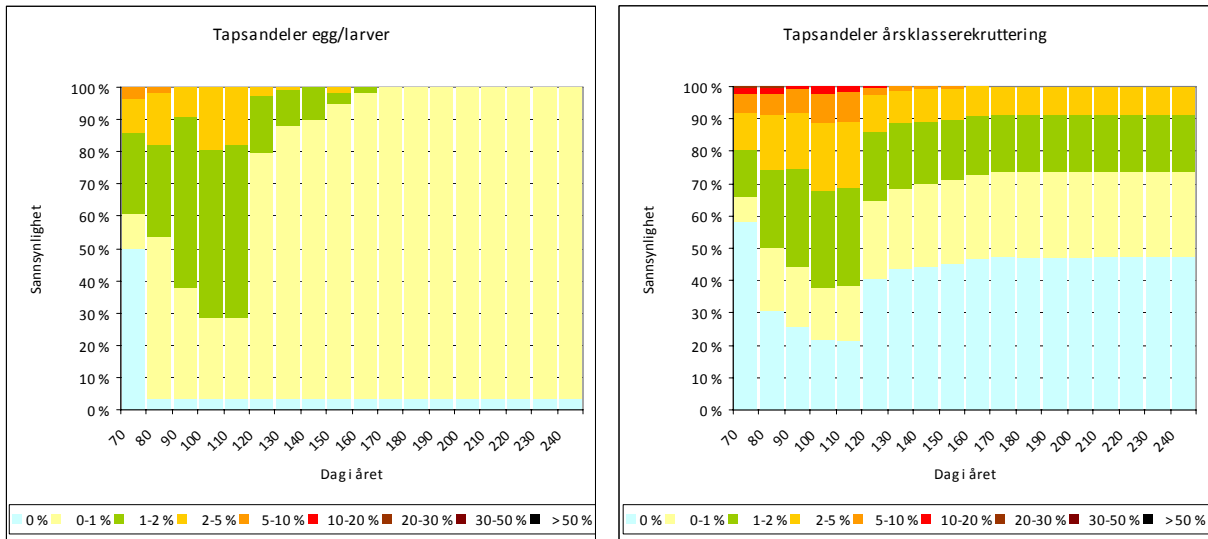
**Figur 6-5 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 4500 t/d i 50 dager fra Nordland V (scenario 8)**

### 6.1.1.1 Nye larvedata 2008 og 2009

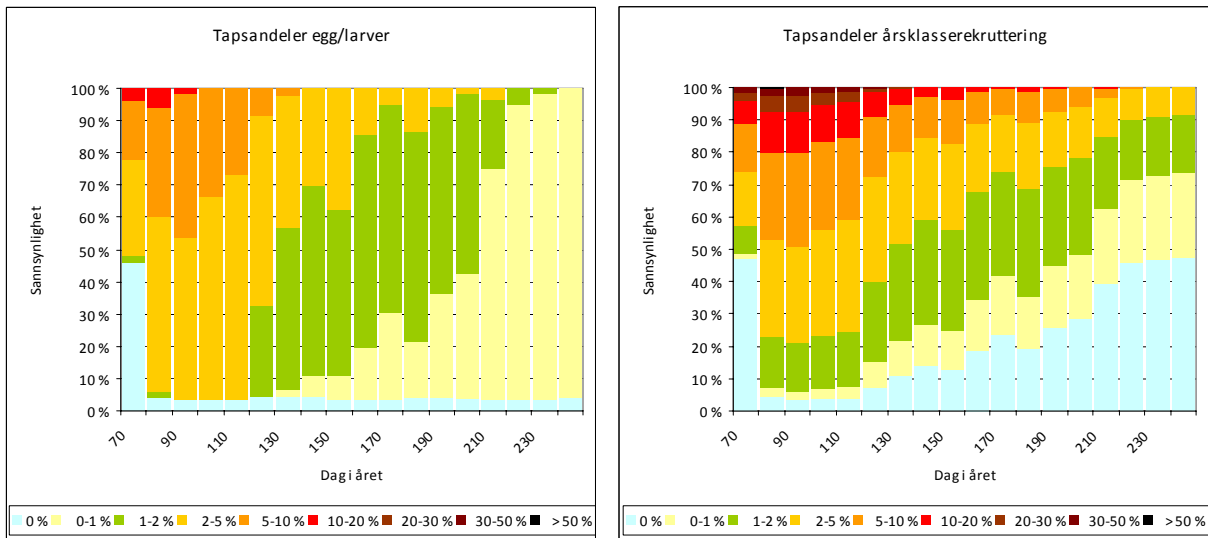


**Figur 6-6 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 4500 t/d i 2 dager fra Nordland V (scenario 4)**



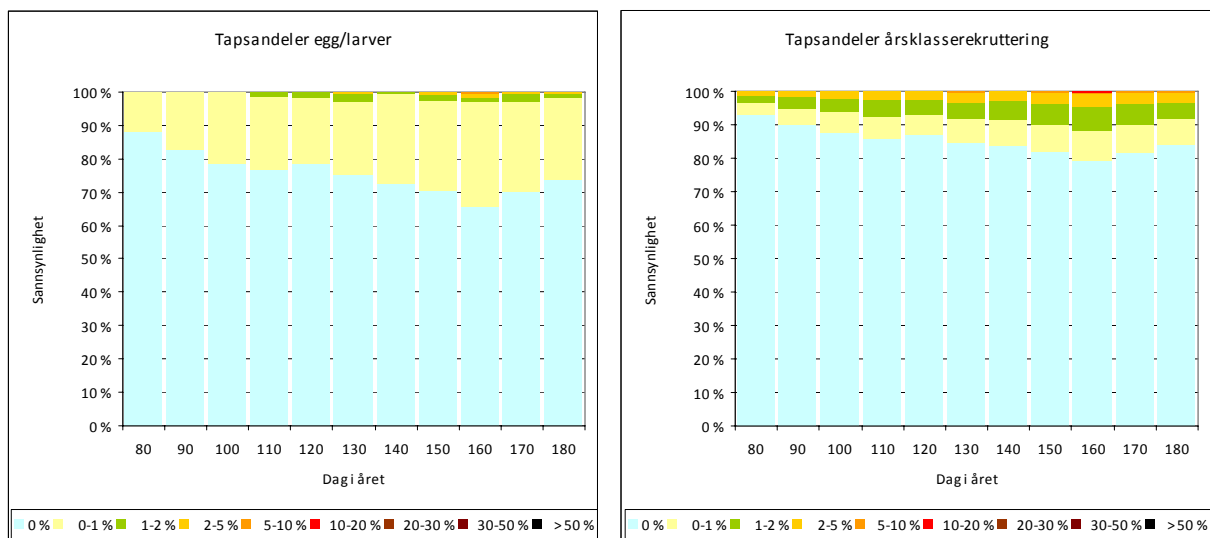


**Figur 6-7 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekuttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 4500 t/d i 14 dager fra Nordland V (scenario 7)**

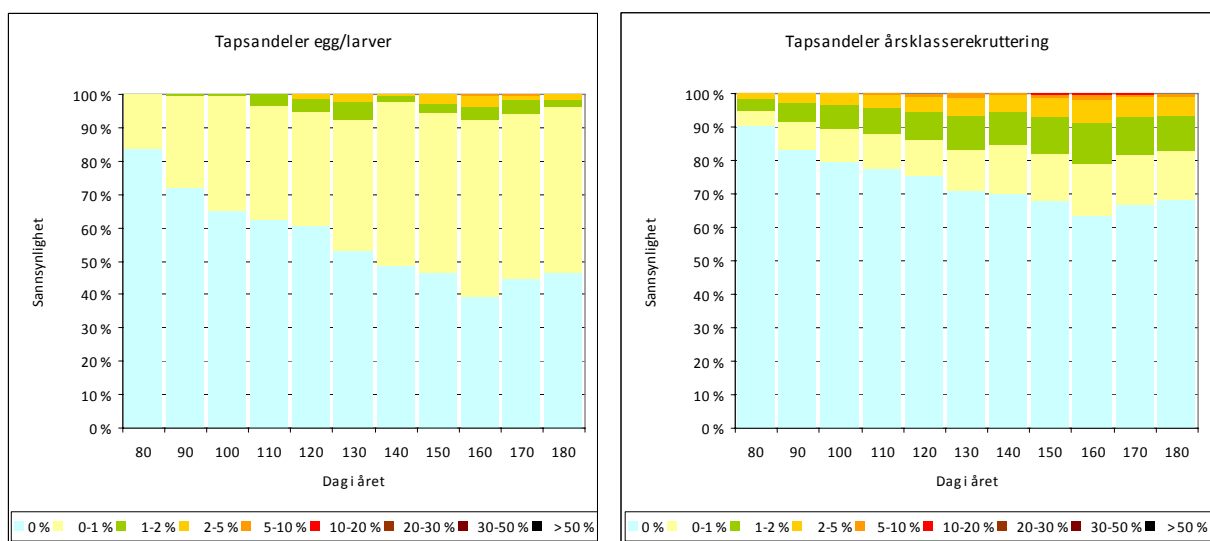


**Figur 6-8 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekuttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 4500 t/d i 50 dager fra Nordland V (scenario 8)**

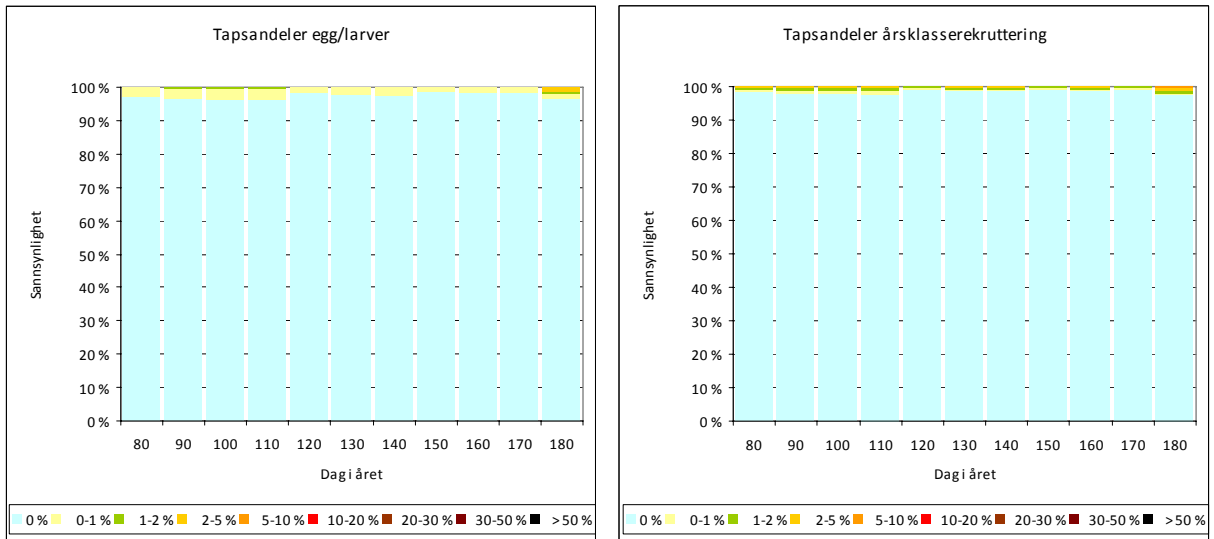
## 6.1.2 Sild



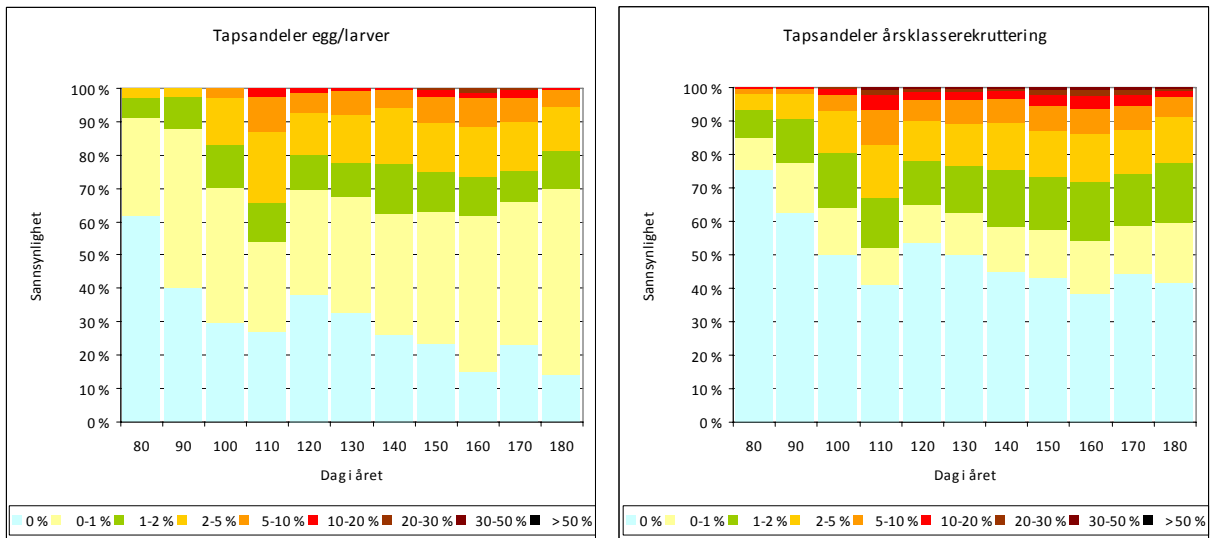
**Figur 6-9 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekuttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 4500 t/d i 2 dager fra Nordland V (scenario 4)**



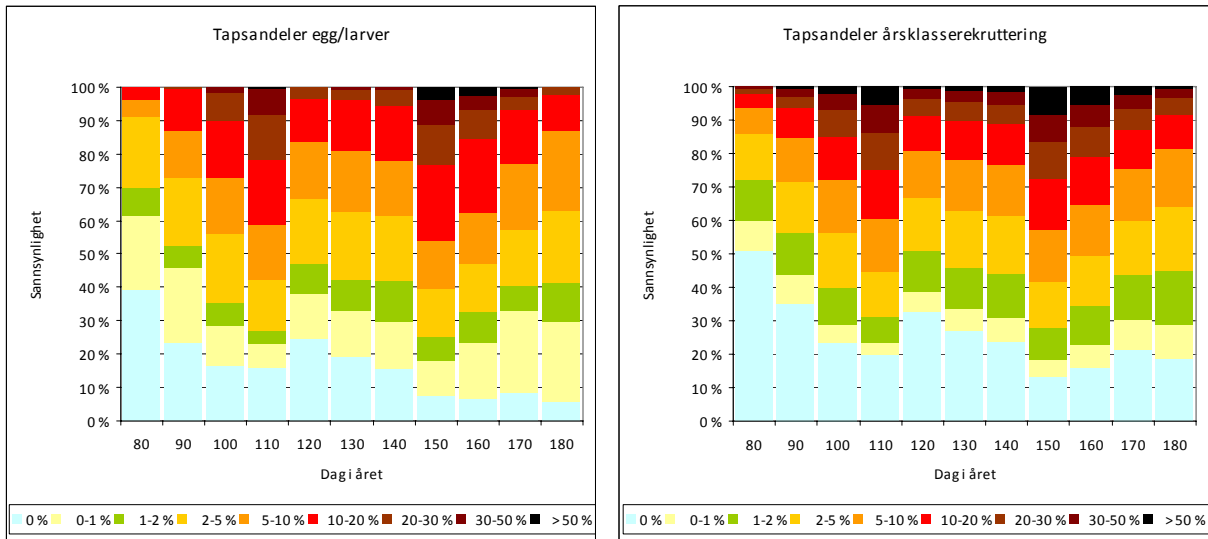
**Figur 6-10 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekuttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 8500 t/d i 2 dager fra Nordland V (scenario 5)**



**Figur 6-11 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekuttering (til høyre) som følge av et overflateutslipp på 8500 t/d i 2 dager fra Nordland V (scenario 5)**

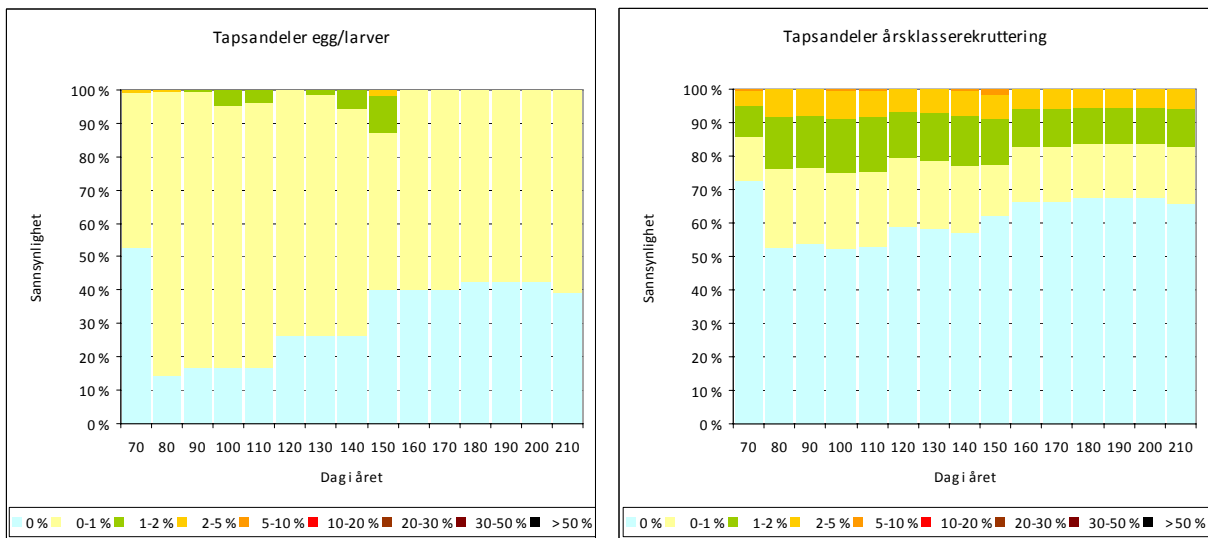


**Figur 6-12 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekuttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 4500 t/d i 14 dager fra Nordland V (scenario 7)**

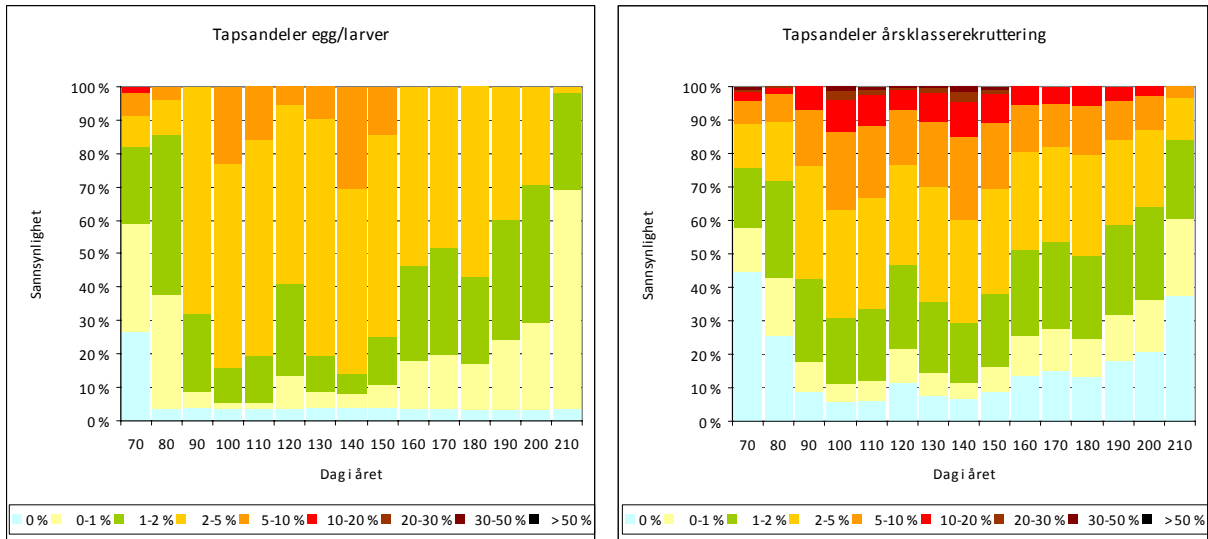


**Figur 6-13 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekuttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 4500 t/d i 50 dager fra Nordland V (scenario 8)**

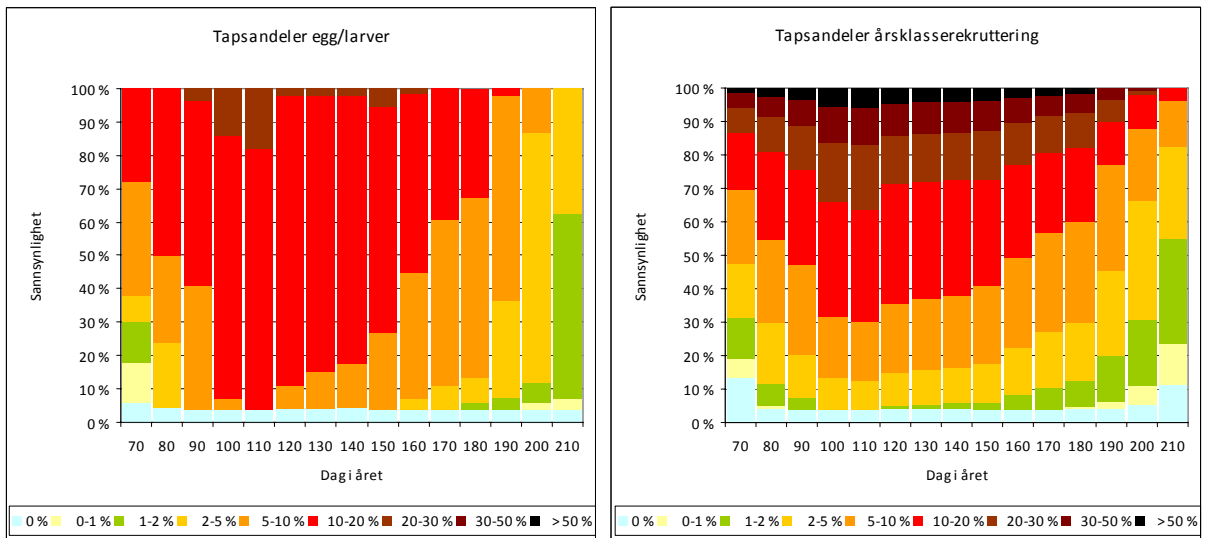
### 6.1.2.1 Nye larvedata 2008 og 2009



**Figur 6-14 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekuttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 4500 t/d i 2 dager fra Nordland V (scenario 4)**



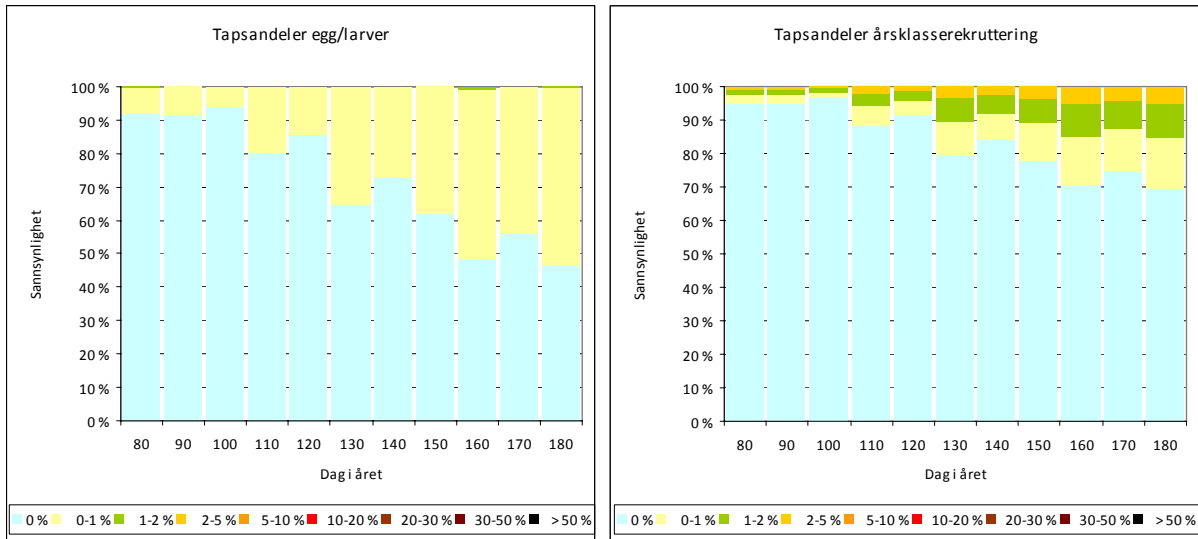
**Figur 6-15 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 4500 t/d i 14 dager fra Nordland V (scenario 7)**



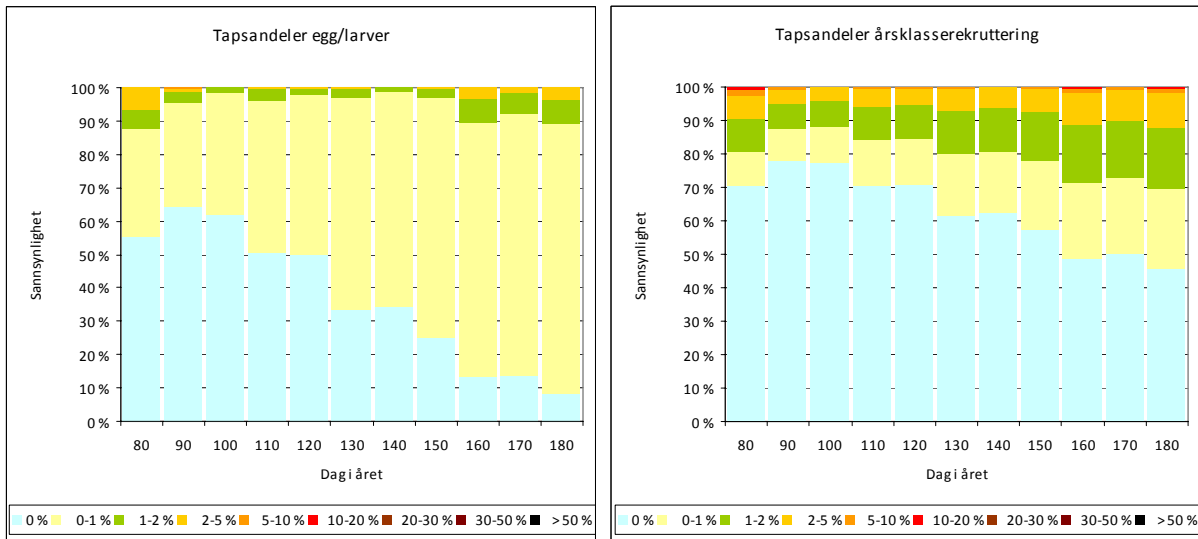
**Figur 6-16 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 4500 t/d i 50 dager fra Nordland V (scenario 8)**

## 6.2 Nordland VI

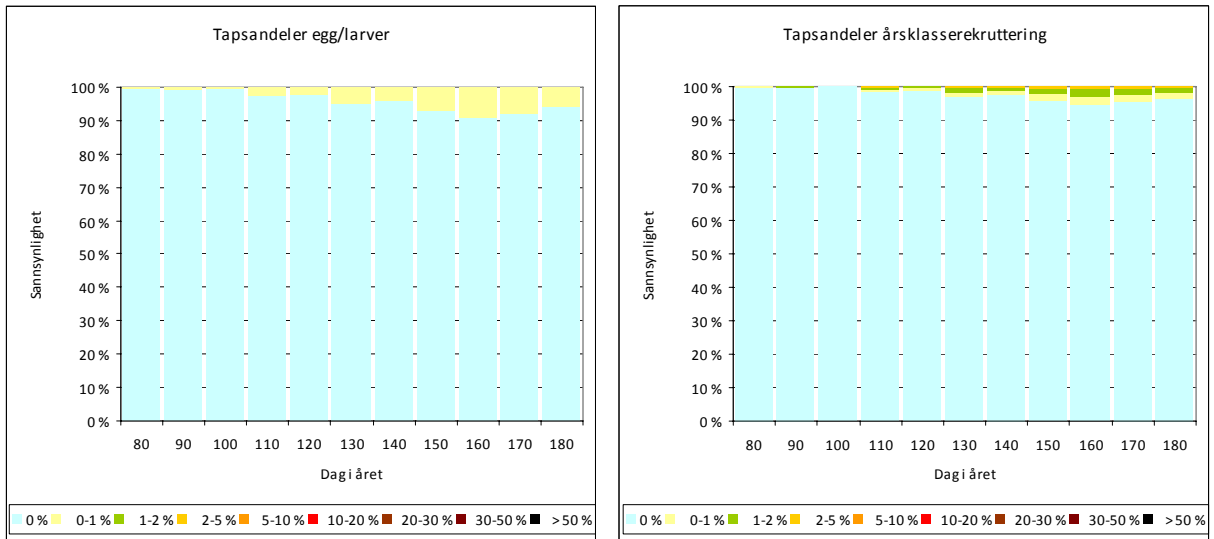
### 6.2.1 Torsk



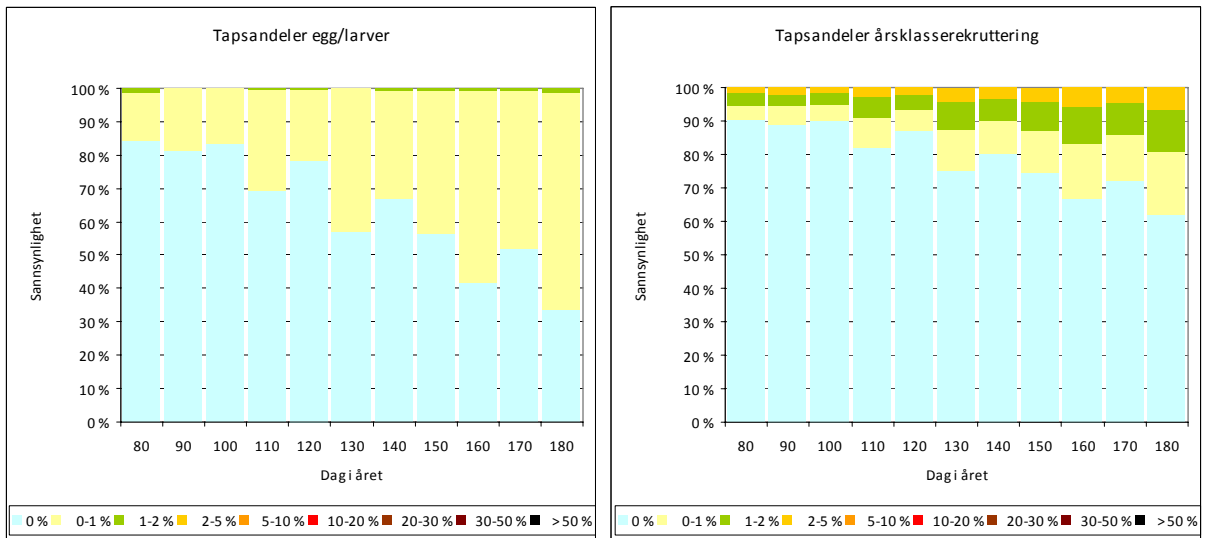
**Figur 6-17 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 4500 t/d i 2 dager fra Nordland VI (scenario 4)**



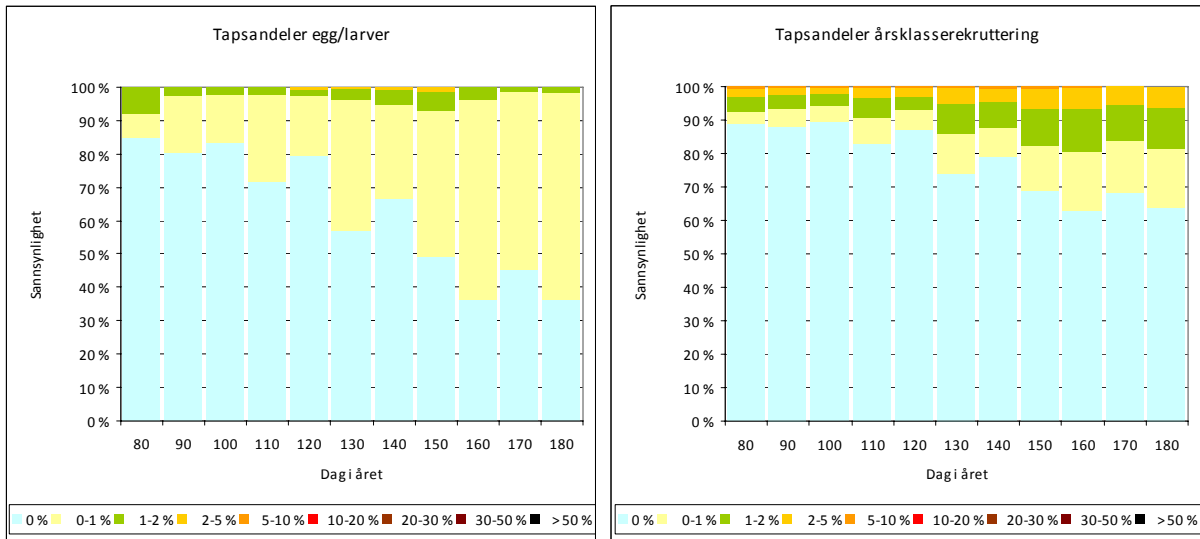
**Figur 6-18 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 8500 t/d i 2 døgn fra Nordland VI (scenario 5)**



**Figur 6-19 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et overflatesutslipp på 8500 t/d i 2 døgn fra Nordland VI (scenario 5)**

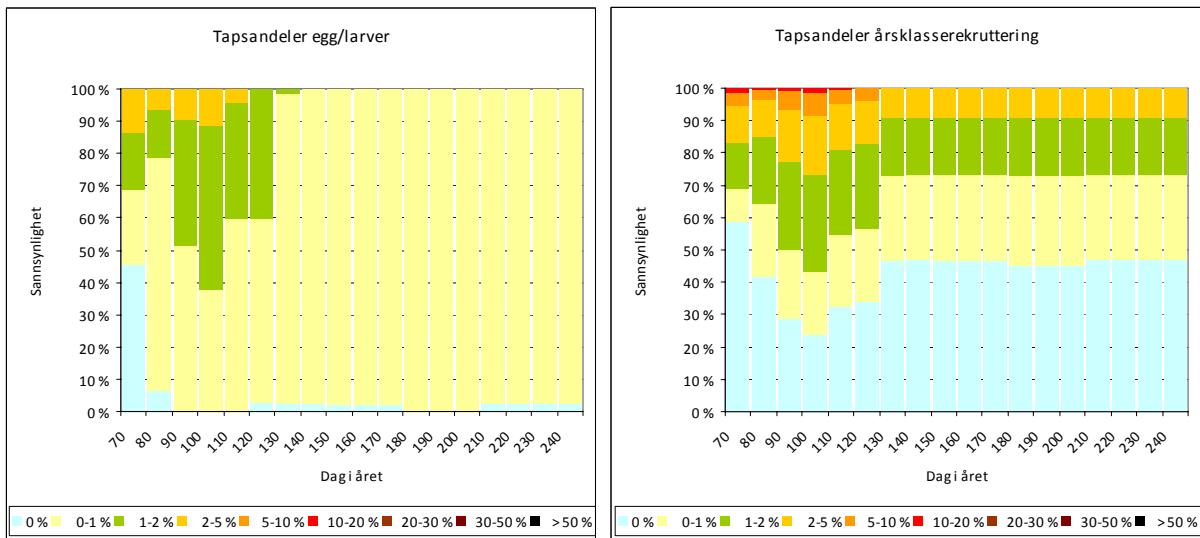


**Figur 6-20 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 4500 t/d i 14 døgn fra Nordland VI (scenario 7)**



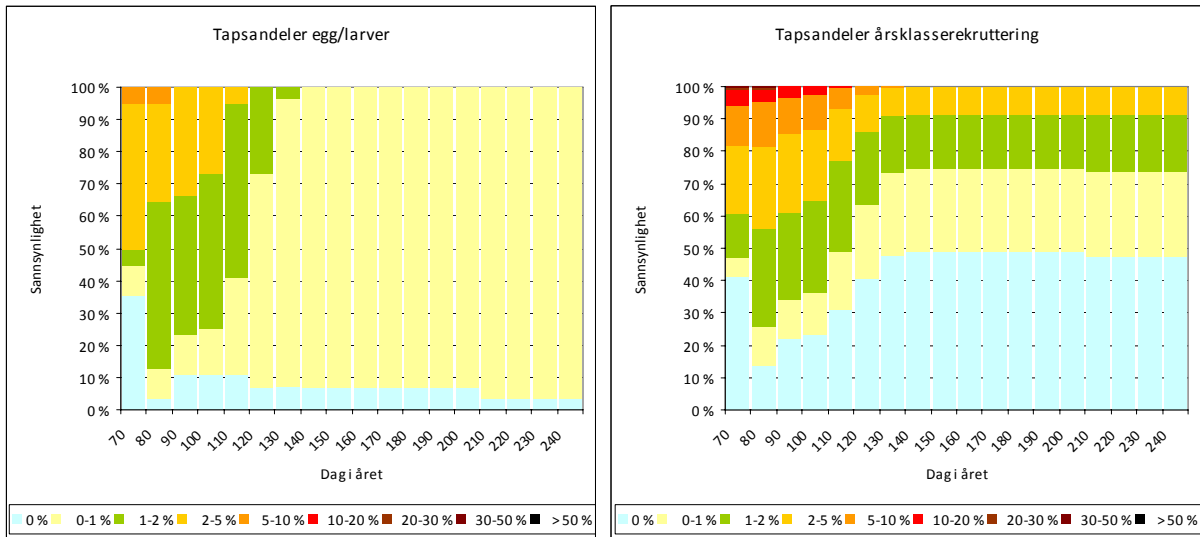
**Figur 6-21 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 4500 t/d i 50 dager fra Nordland VI (scenario 8)**

### 6.2.1.1 Nye larvedata 2008 og 2009



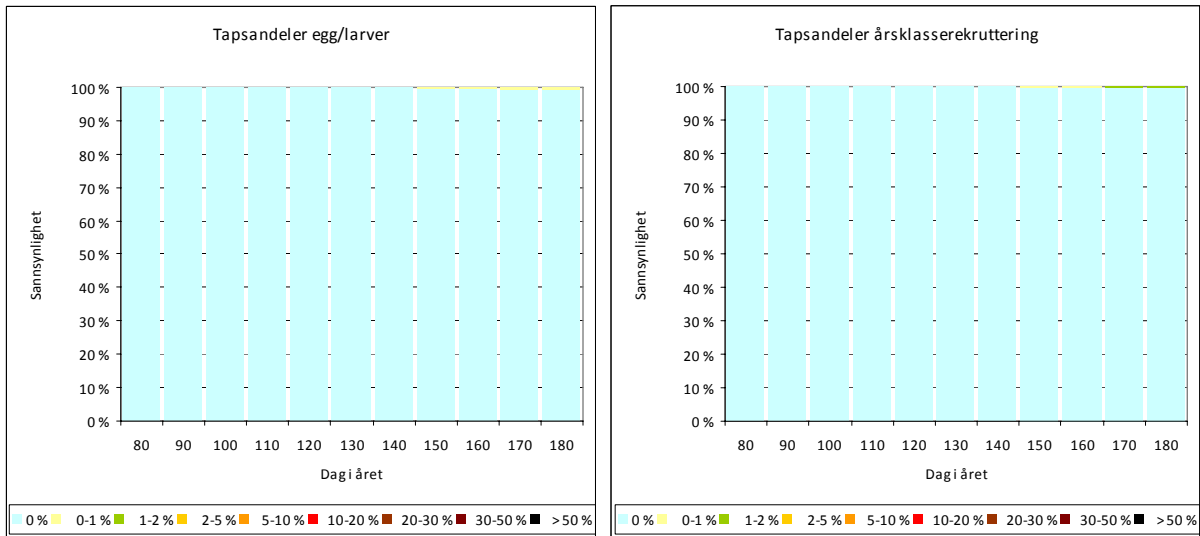
**Figur 6-22 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 4500 t/d i 14 dager fra Nordland VI (scenario 7)**



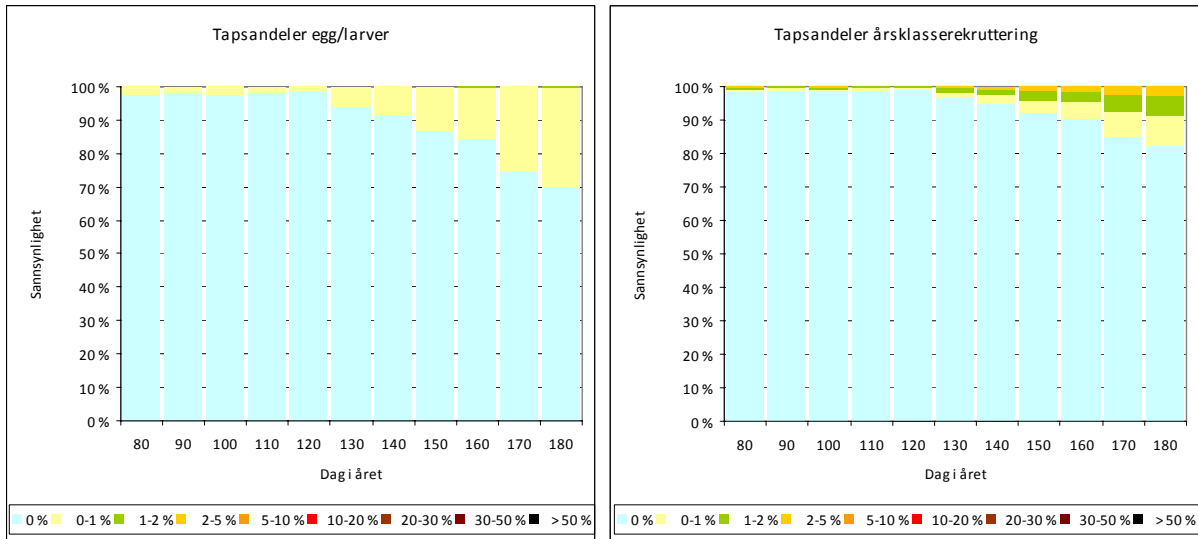


**Figur 6-23 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 4500 t/d i 50 dager fra Nordland VI (scenario 8)**

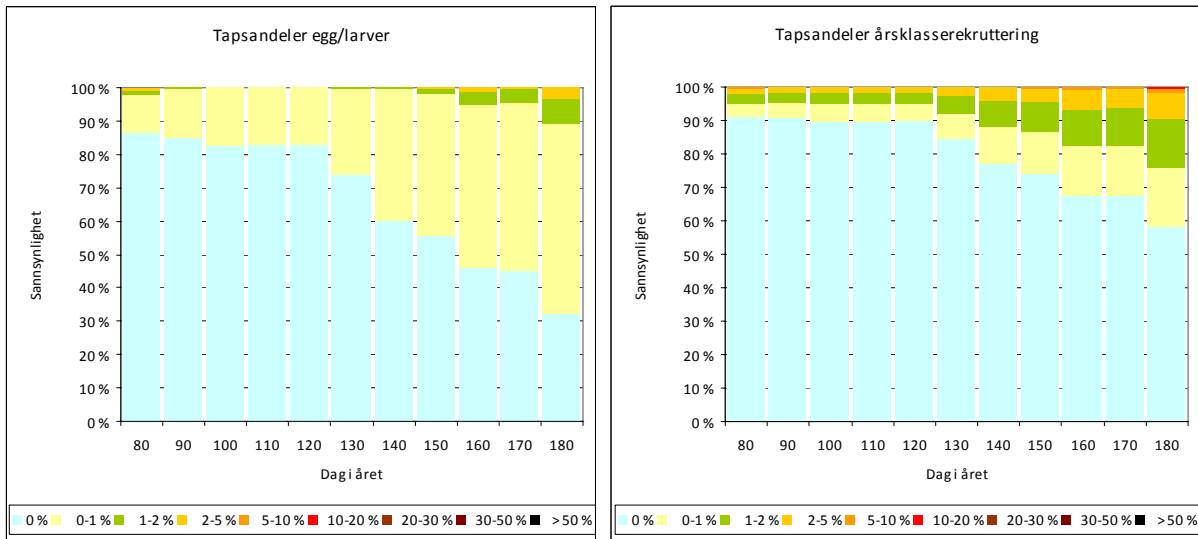
### 6.2.2 Sild



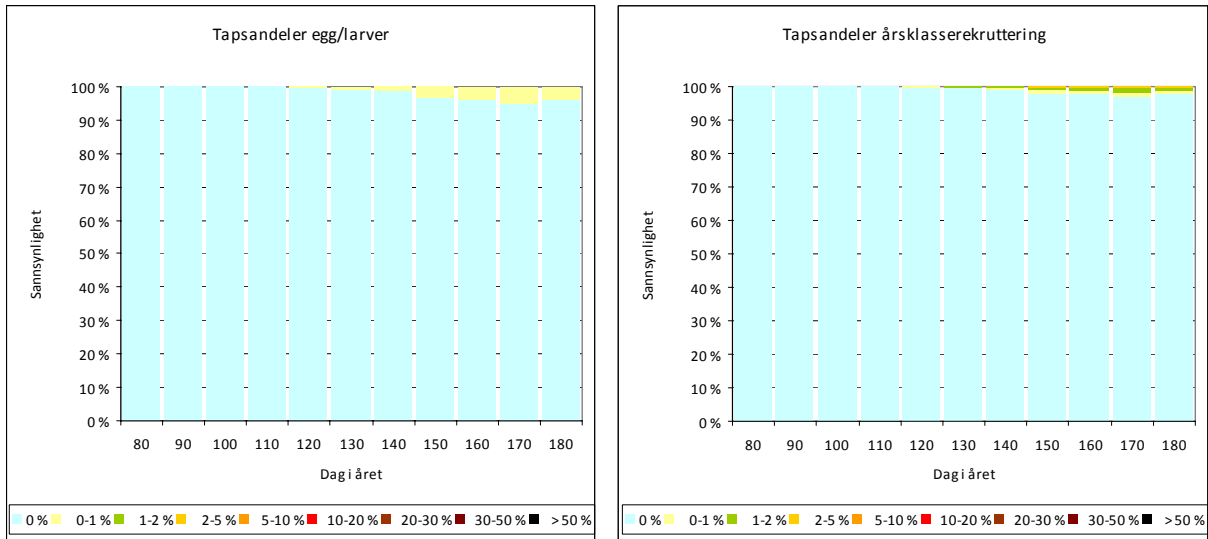
**Figur 6-24 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et overflatesutslipp på 4500 t/d i 2 dager fra Nordland VI (scenario 4).**



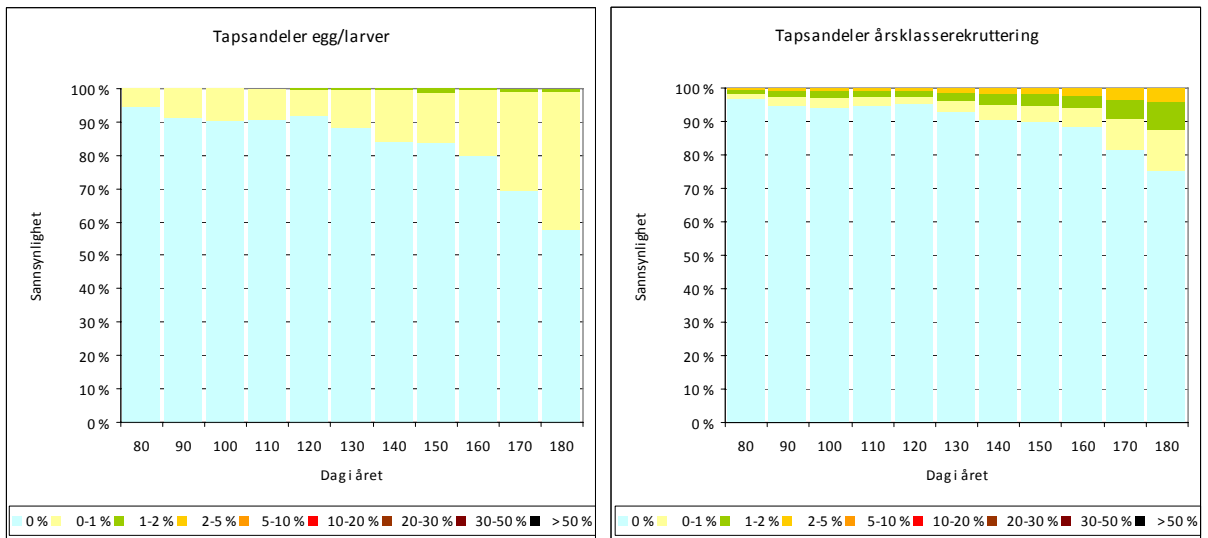
**Figur 6-25 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekuttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 4500 t/d i 2 dager fra Nordland VI (scenario 4)**



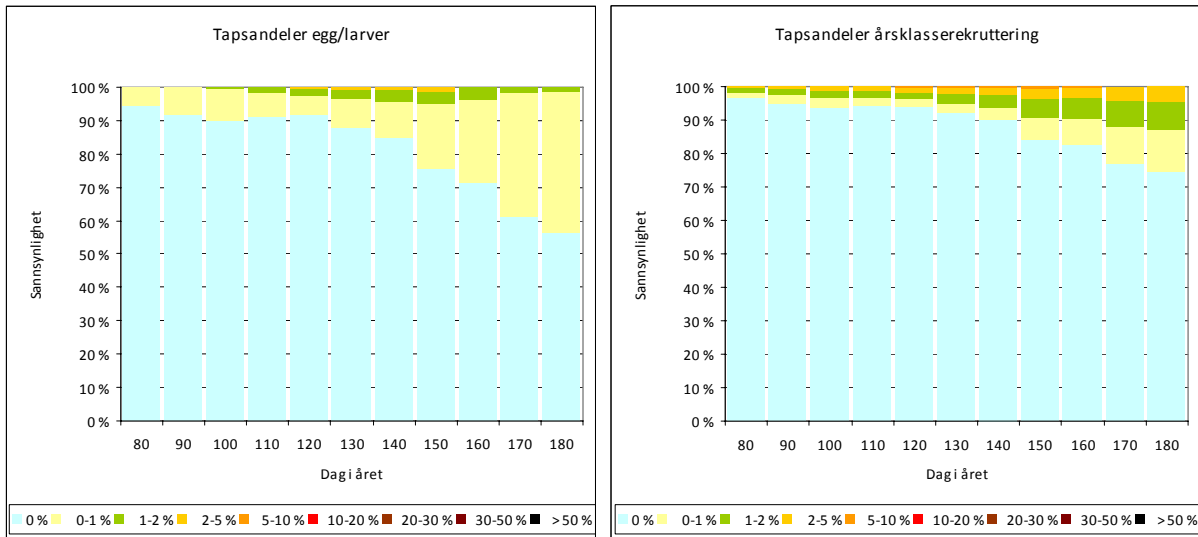
**Figur 6-26 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekuttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 8500 t/d i 2 døgn fra Nordland VI (scenario 5)**



**Figur 6-27 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekuttering (til høyre) som følge av et overflatesutslipp på 8500 t/d i 2 døgn fra Nordland VI (scenario 5)**

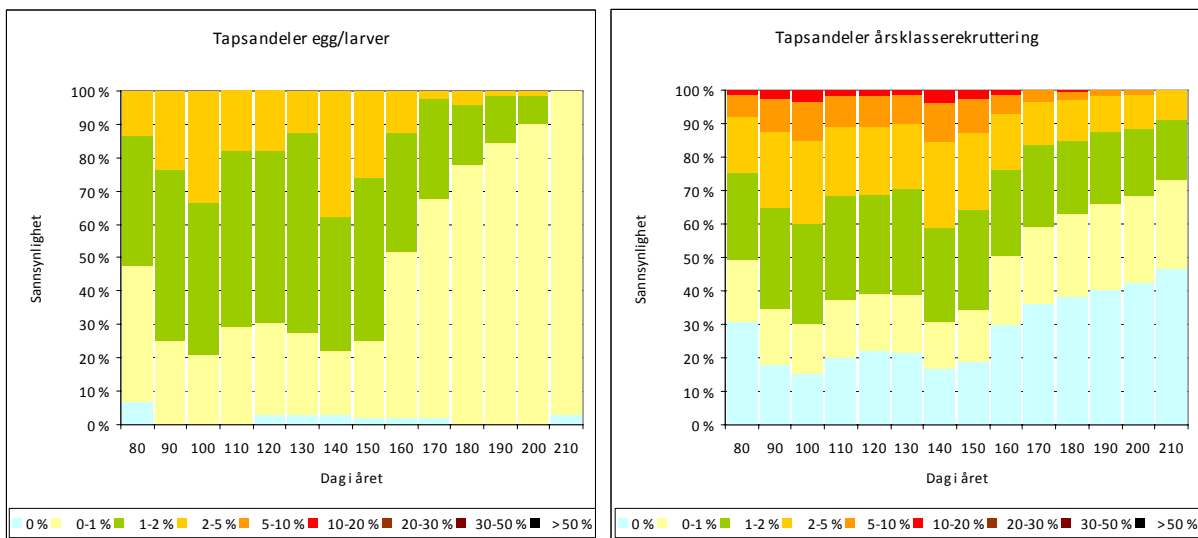


**Figur 6-28 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekuttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 4500 t/d i 14 døgn fra Nordland VI (scenario 7)**

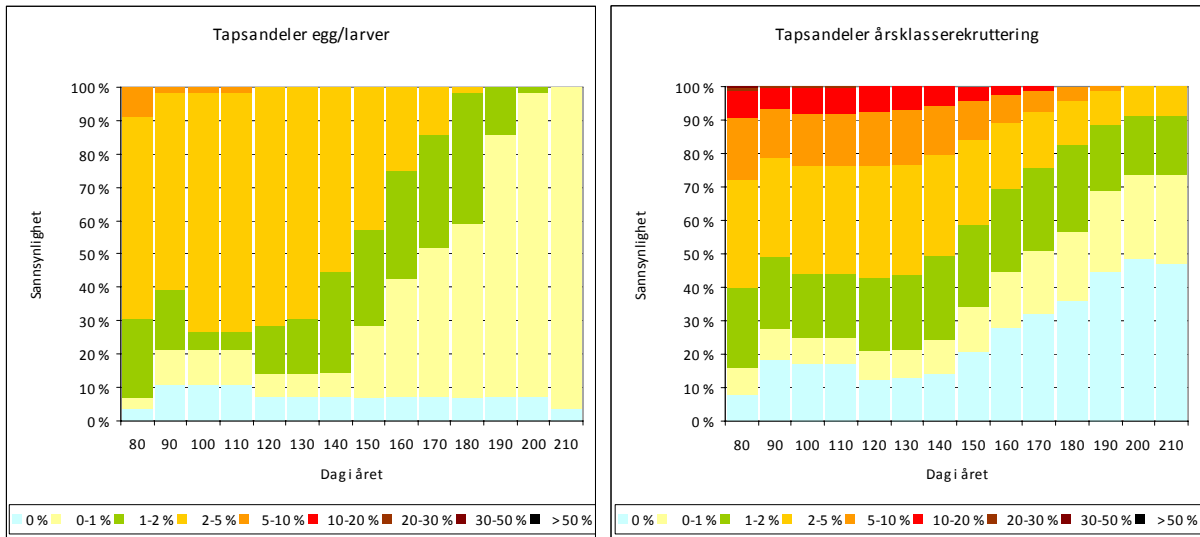


**Figur 6-29 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 4500 t/d i 50 dager fra Nordland VI (scenario 8)**

### 6.2.2.1 Nye larvedata 2008 og 2009



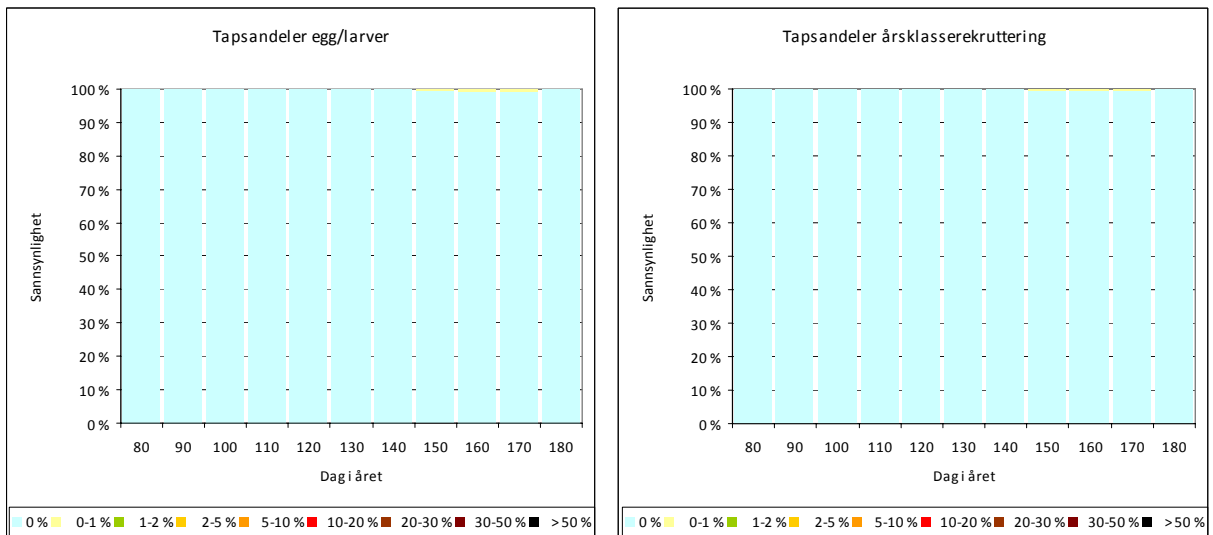
**Figur 6-30 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 4500 t/d i 14 dager fra Nordland VI (scenario 7)**



**Figur 6-31 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 4500 t/d i 50 dager fra Nordland VI (scenario 8)**

### 6.2.3 Alternativ lokasjon

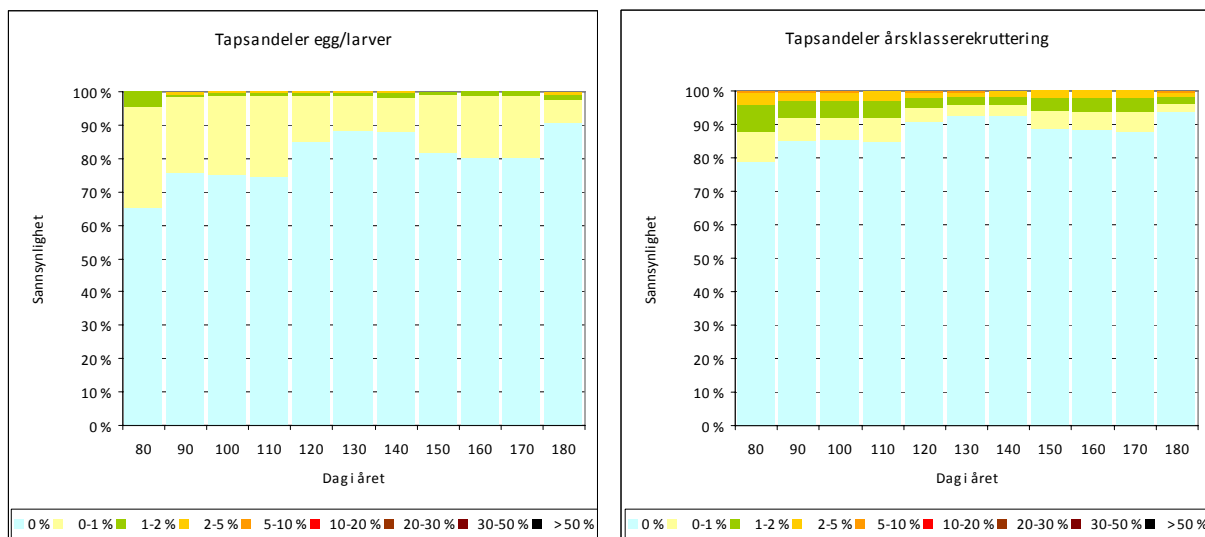
Utslipp av 4500 t/d i 2 døgn fra den alternative lokasjonen i Nordland VI (ca 40 km sørvest av Røst) gir nesten ikke konsentrasjoner over effektgrensen på 375 ppb THC og gir derav et minimalt utslag i form av tapsandeler av larver for både sild og torsk (**Figur 6-32**).



**Figur 6-32 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av torskelarver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 4500 t/d i 2 dager fra alternativ lokasjon i Nordland VI (scenario 4)**

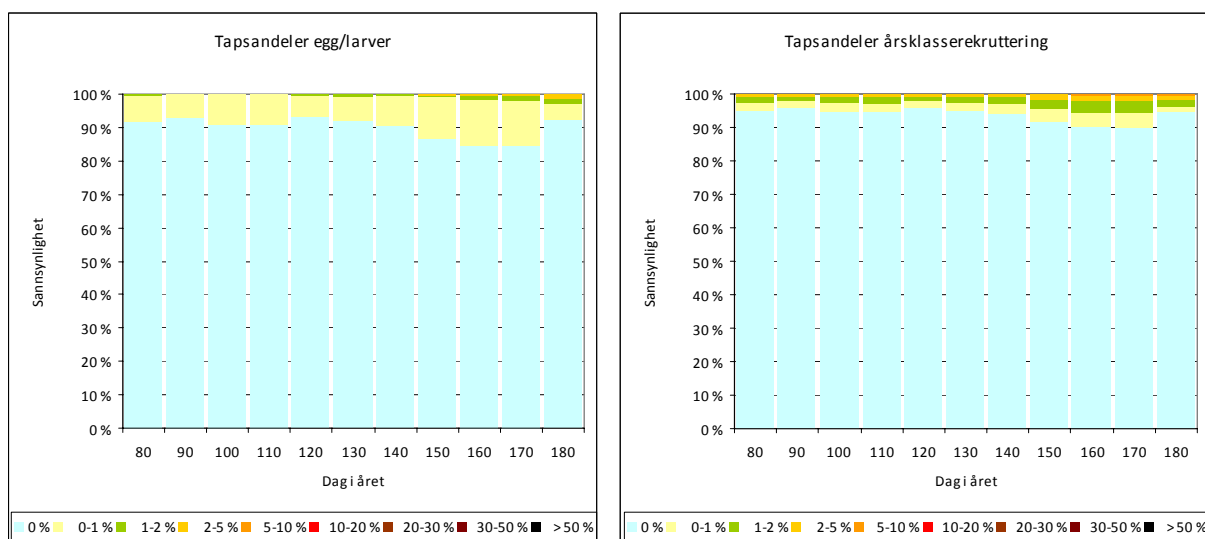
## 6.2.4 Skipshavari

### 6.2.4.1 Torsk



**Figur 6-33 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekuttering (til høyre) som følge av et overflateutslipp på 15 000 t/d i 4 dager fra grunnstøting ved Røst i Nordland VI (scenario 9)**

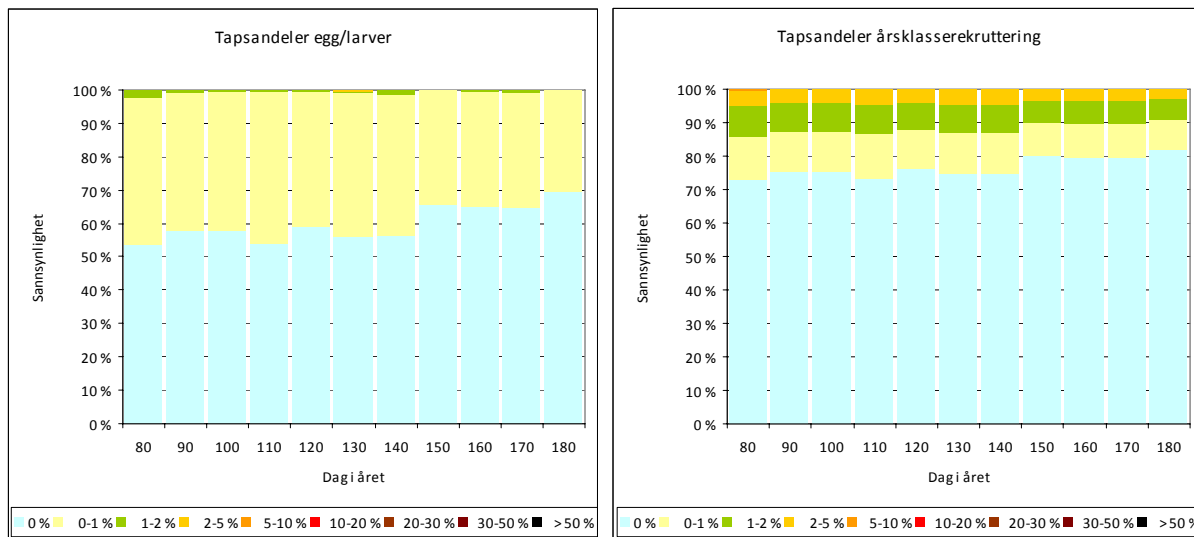
### 6.2.4.2 Sild



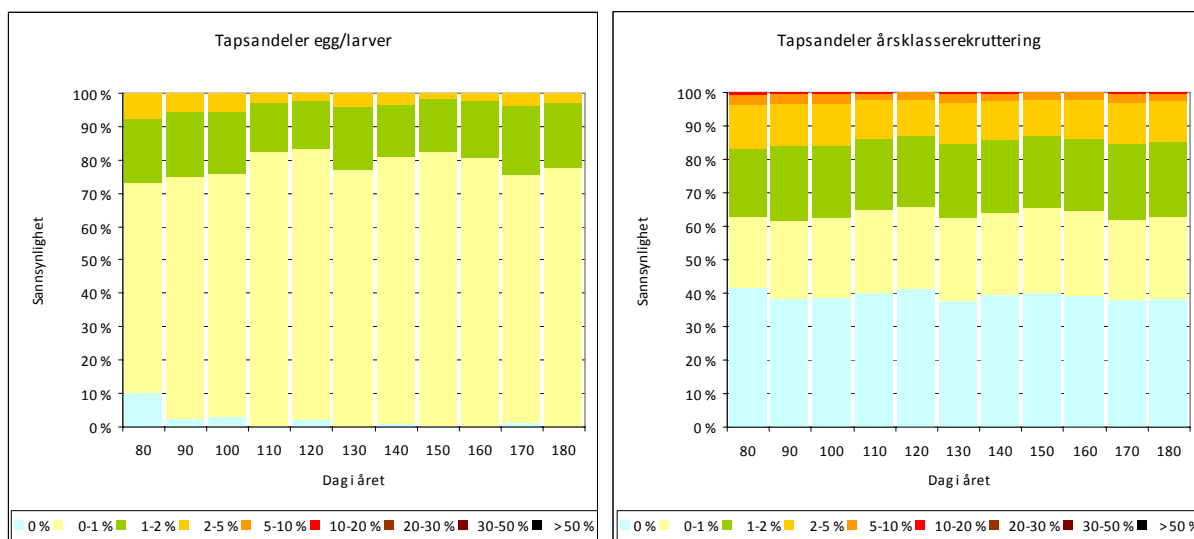
**Figur 6-34 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekuttering (til høyre) som følge av et overflateutslipp på 15 000 t/d i 4 dager fra grunnstøting ved Røst i Nordland VI (scenario 9)**

## 6.3 Nordland VII

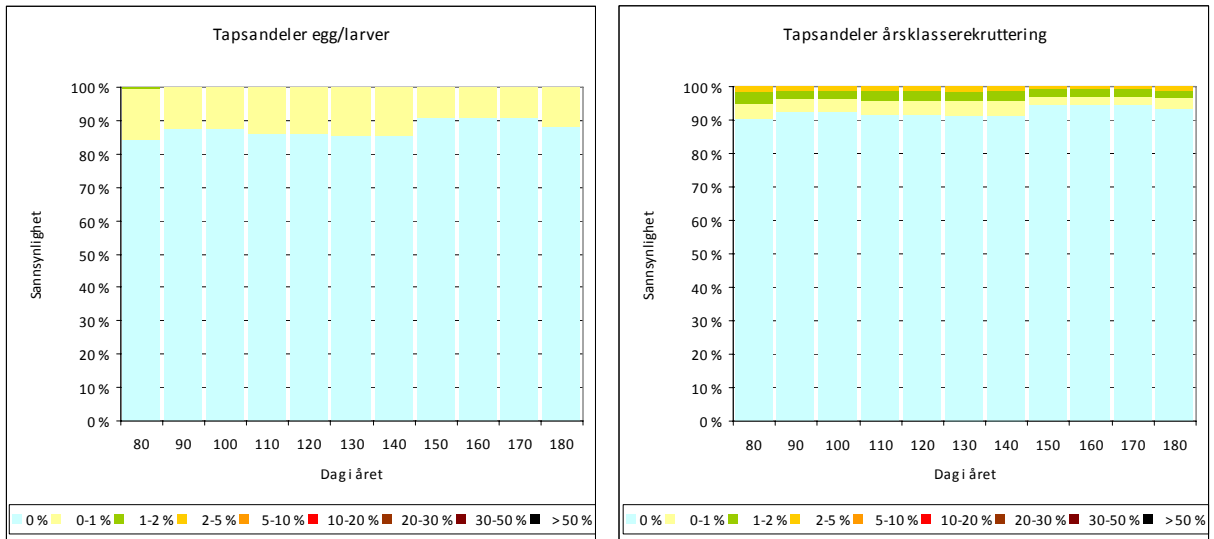
### 6.3.1 Torsk



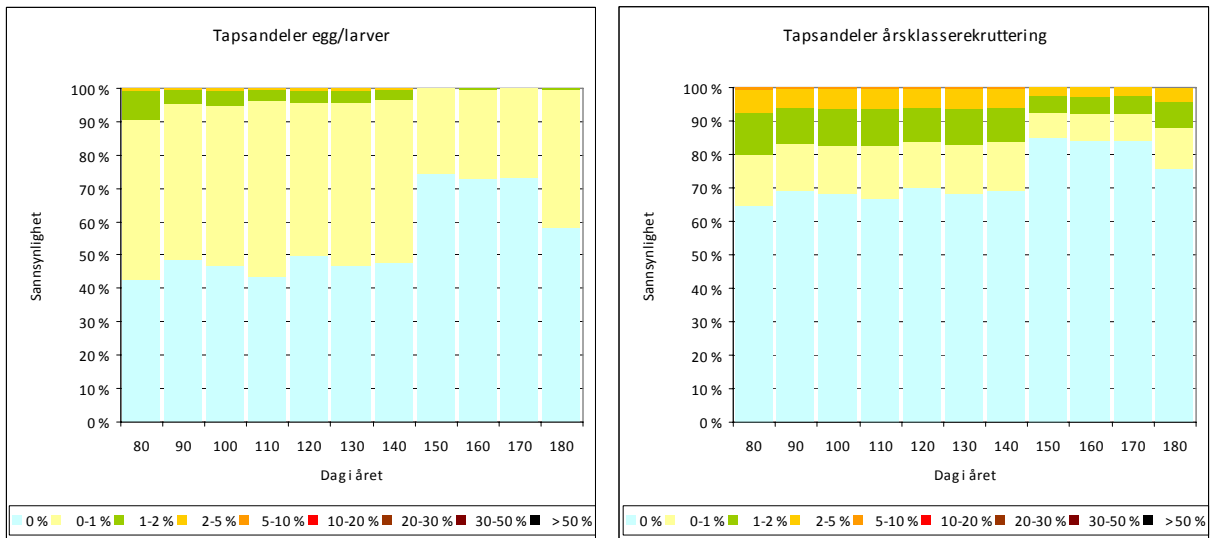
**Figur 6-35 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 4500 t/d i 2 dager fra Nordland VII (scenario 4)**



**Figur 6-36 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 8500 t/d i 2 dager fra Nordland VII (scenario 5)**

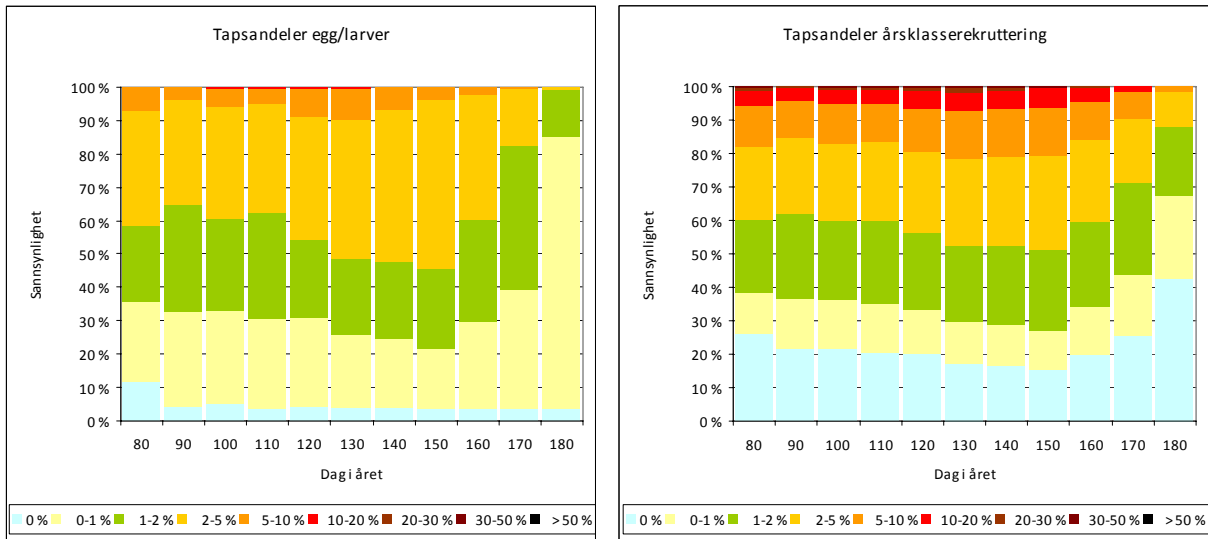


**Figur 6-37** Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et overflateutslipp på 8500 t/d i 2 dager fra Nordland VII (scenario 5)



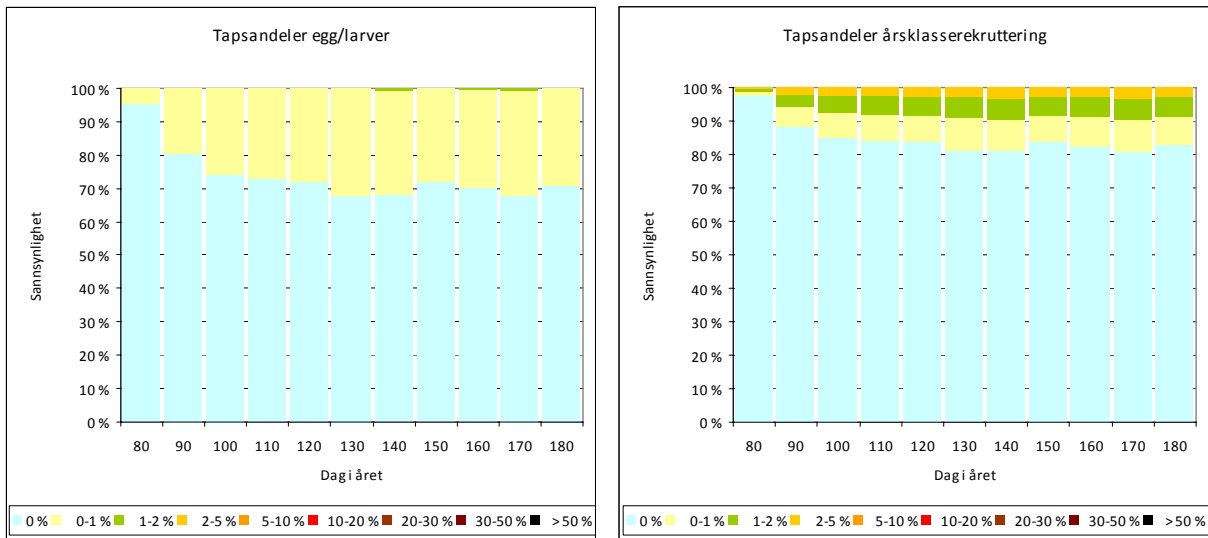
**Figur 6-38** Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 4500 t/d i 14 dager fra Nordland VII (scenario 7)



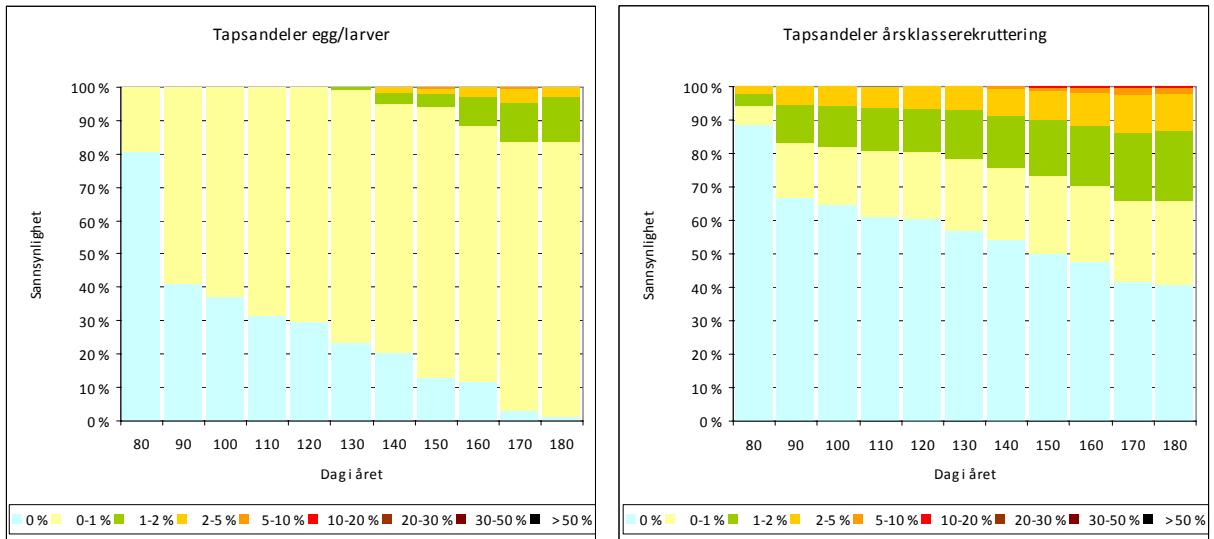


**Figur 6-39 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekuttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 4500 t/d i 50 dager fra Nordland VII (scenario 8)**

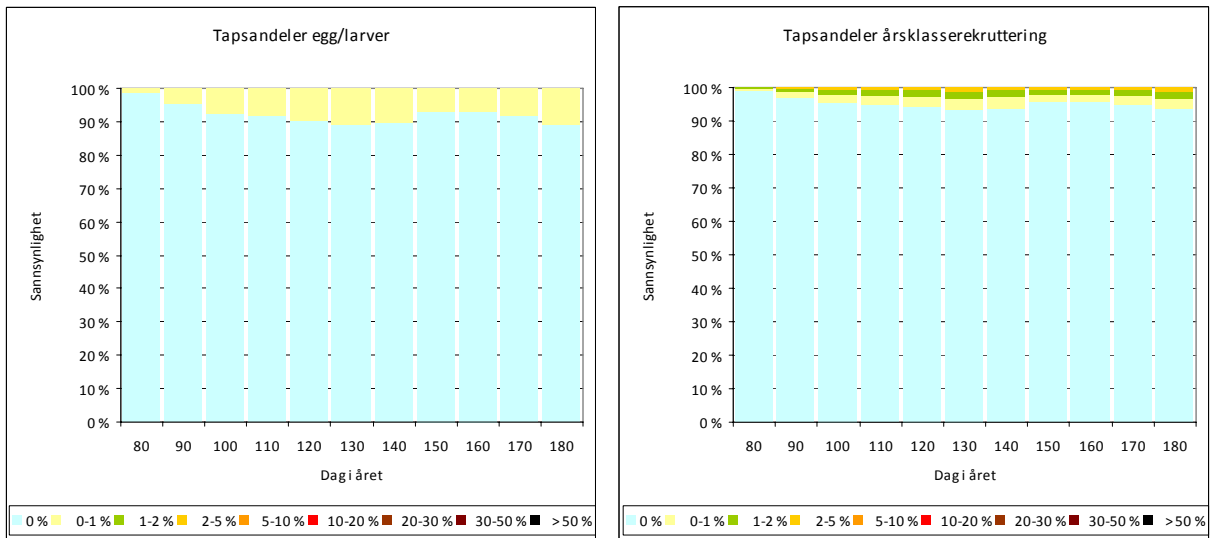
### 6.3.2 Sild



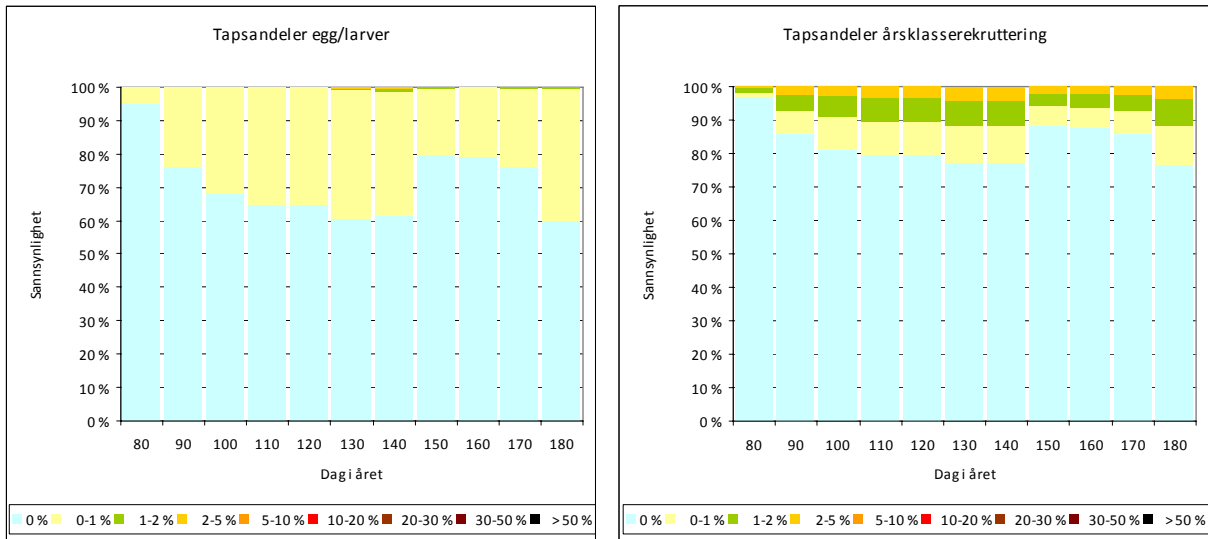
**Figur 6-40 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekuttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 4500 t/d i 2 dager fra Nordland VII (scenario 4)**



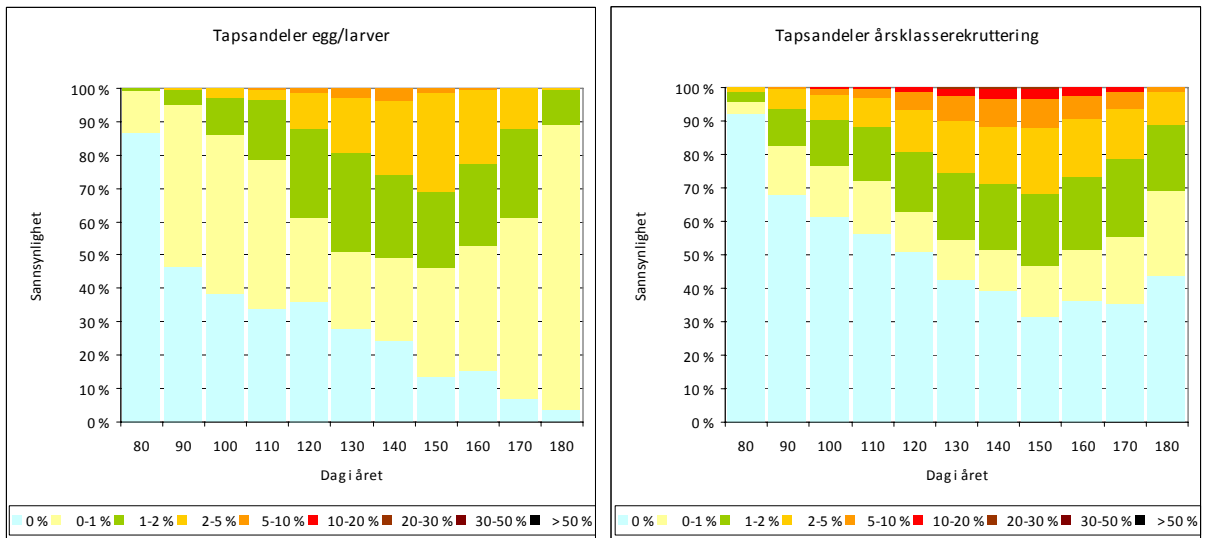
**Figur 6-41** Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 8500 t/d i 2 dager fra Nordland VII (scenario 5)



**Figur 6-42** Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et overflateutslipp på 8500 t/d i 2 dager fra Nordland VII (scenario 5)



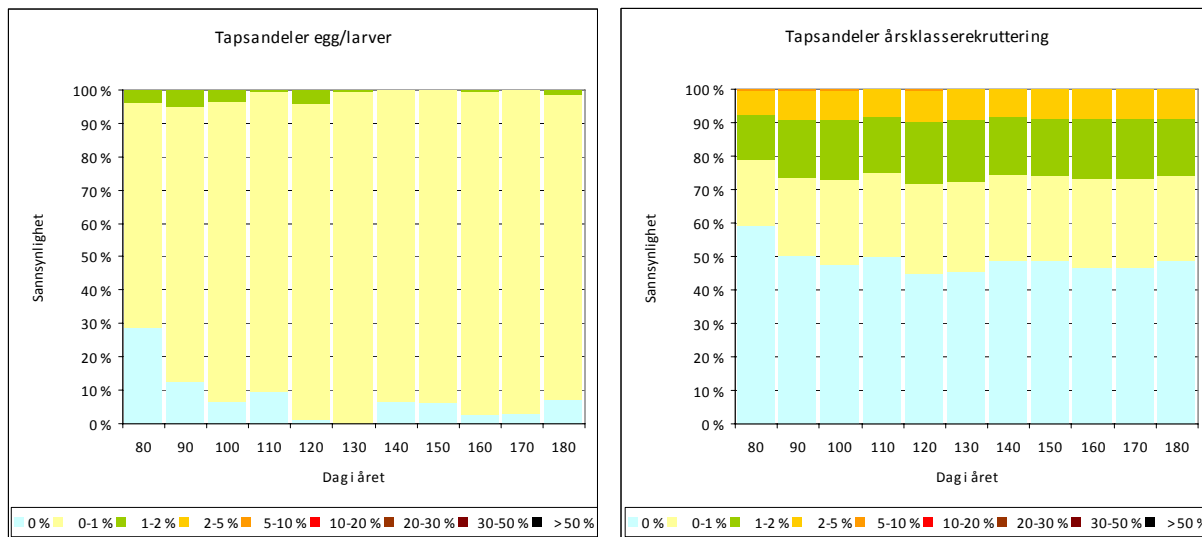
**Figur 6-43 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekuttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 4500 t/d i 14 dager fra Nordland VII (scenario 7)**



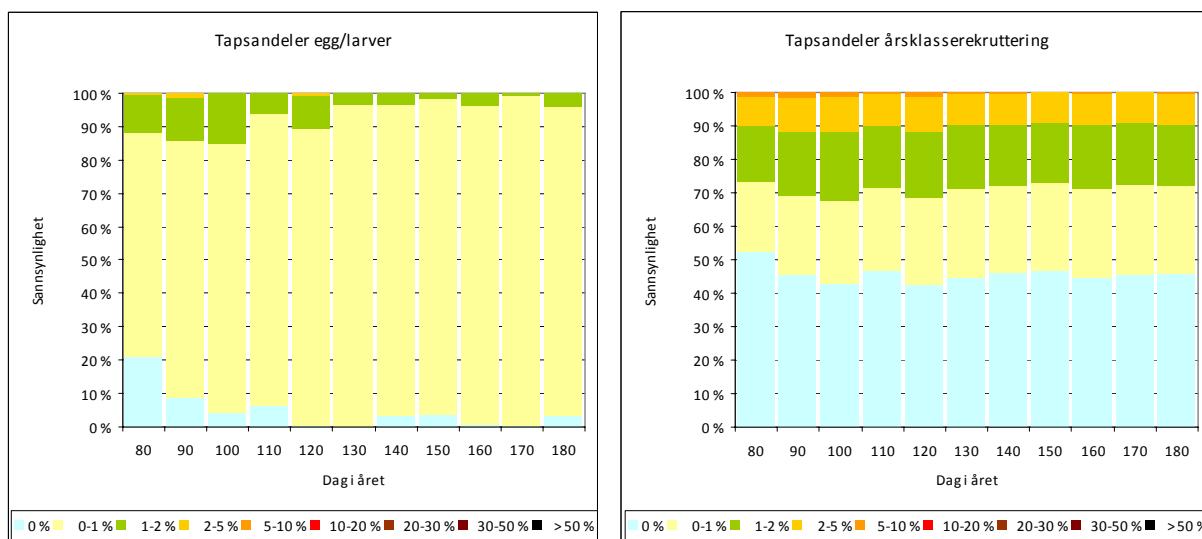
**Figur 6-44 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekuttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 4500 t/d i 50 dager fra Nordland VII (scenario 8)**

## 6.4 Troms II

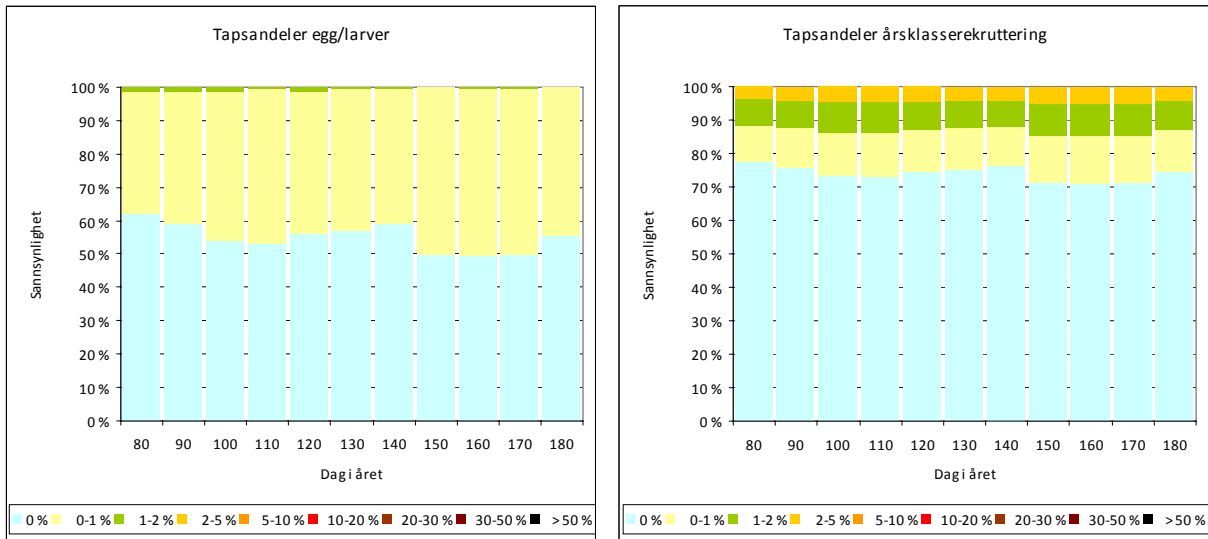
### 6.4.1 Torsk



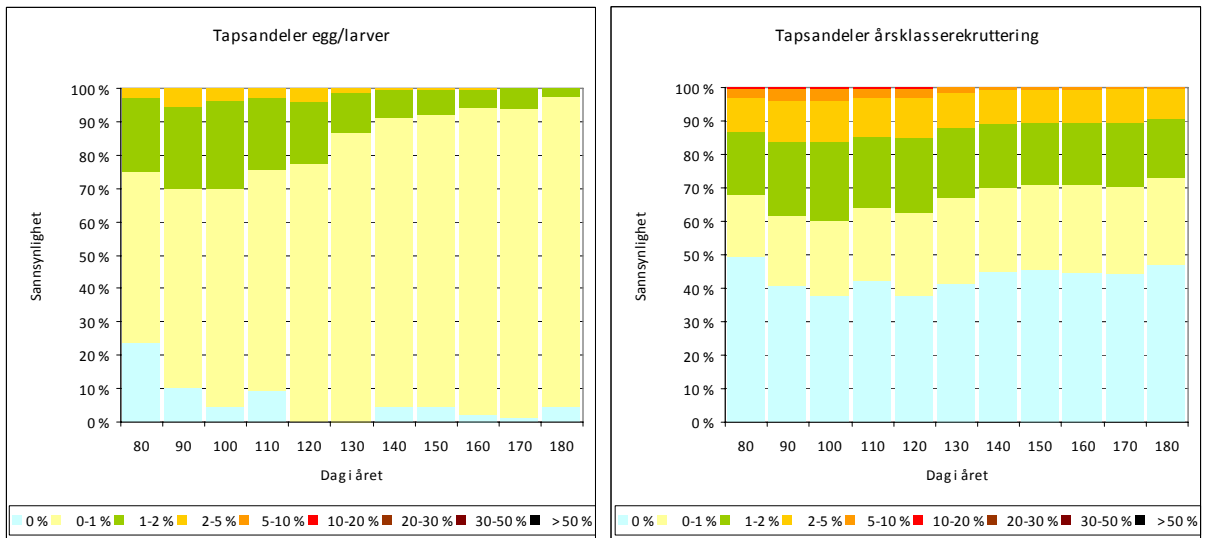
**Figur 6-45 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekuttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 4500 t/d i 2 dager fra Troms II (scenario 4)**



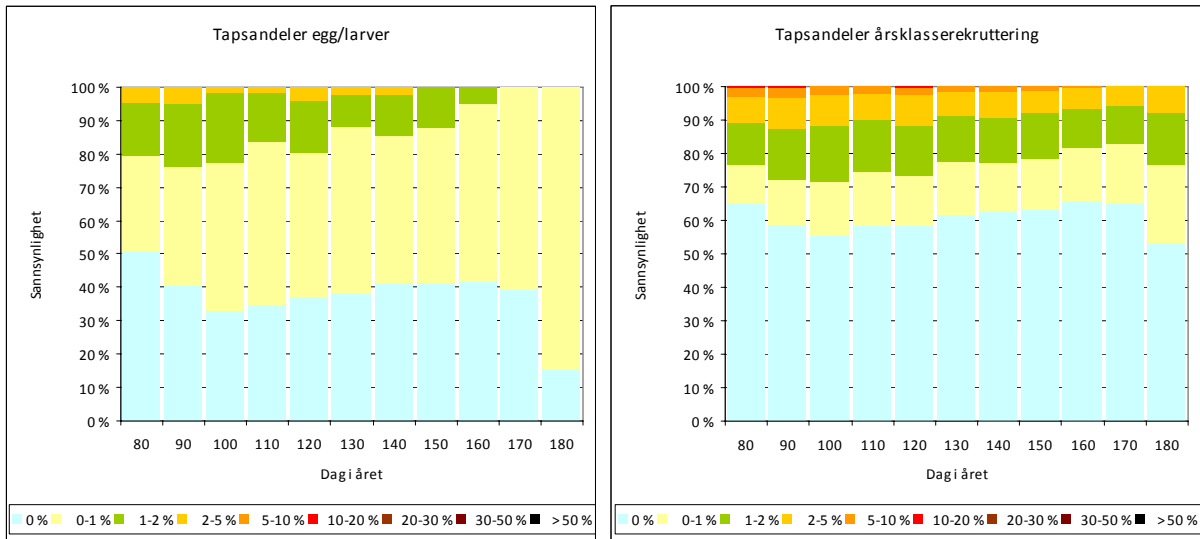
**Figur 6-46 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekuttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 8500 t/d i 2 dager fra Troms II (scenario 5)**



**Figur 6-47 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et overflateutslipp på 8500 t/d i 2 dager fra Troms II (scenario 5)**

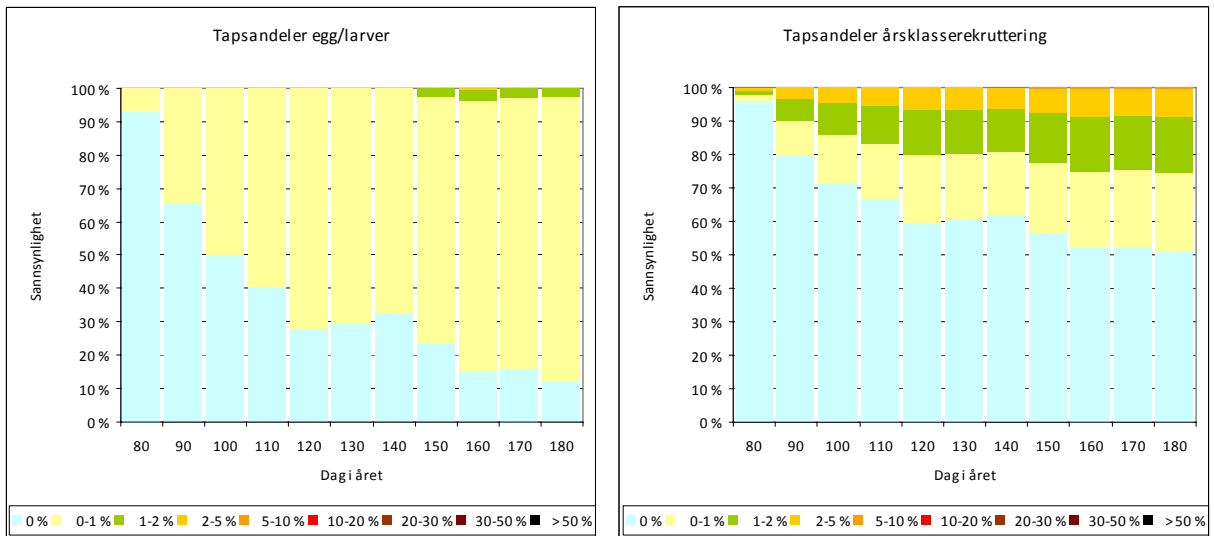


**Figur 6-48 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 4500 t/d i 14 dager fra Troms II (scenario 7)**

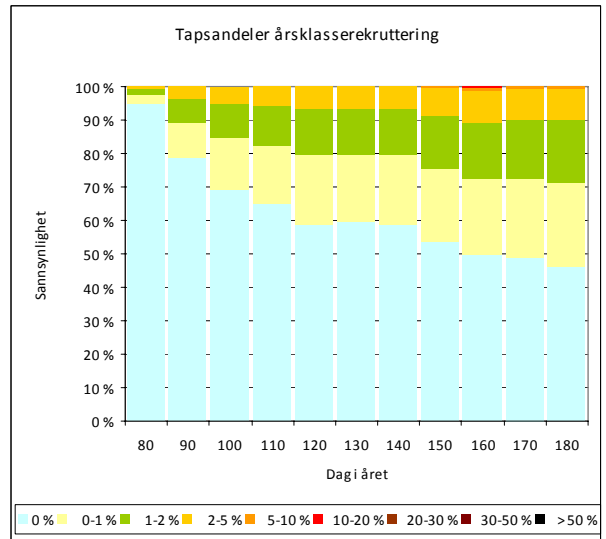
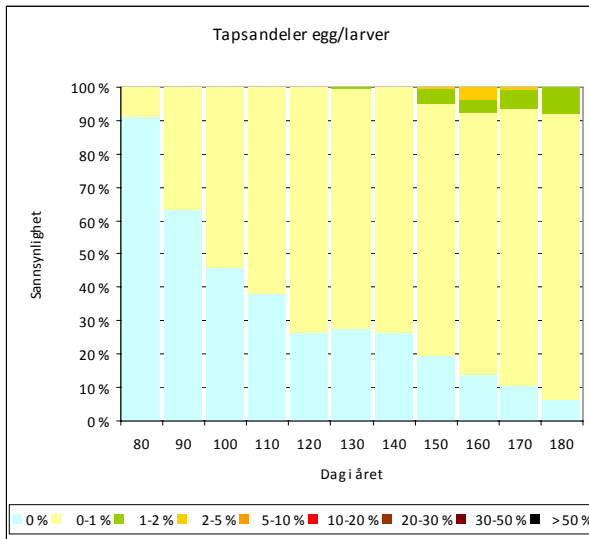


**Figur 6-49 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 4500 t/d i 50 dager fra Troms II (scenario 8)**

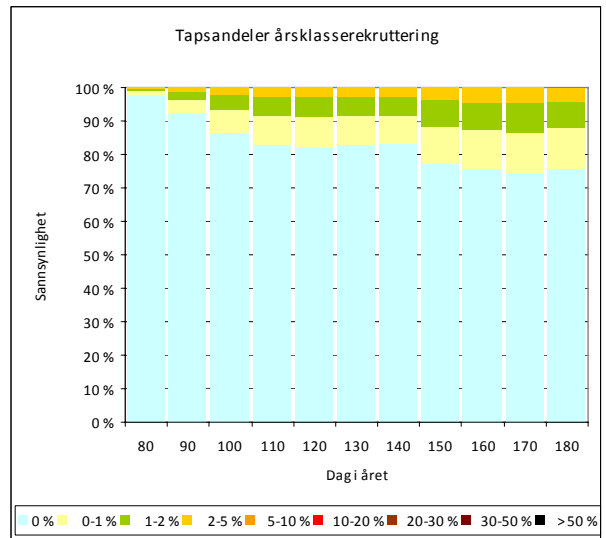
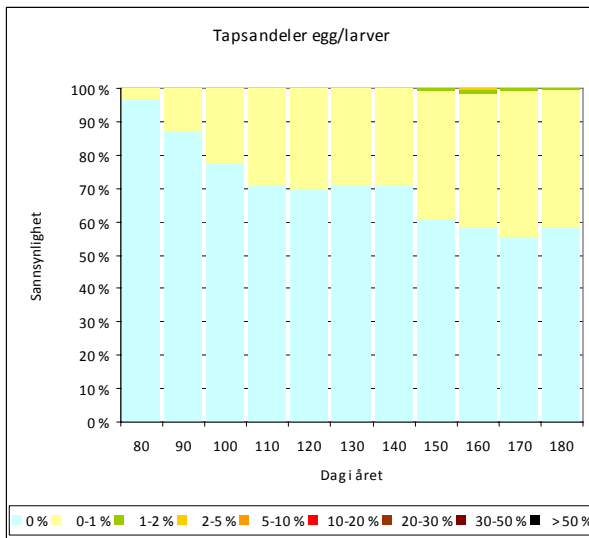
## 6.4.2 Sild



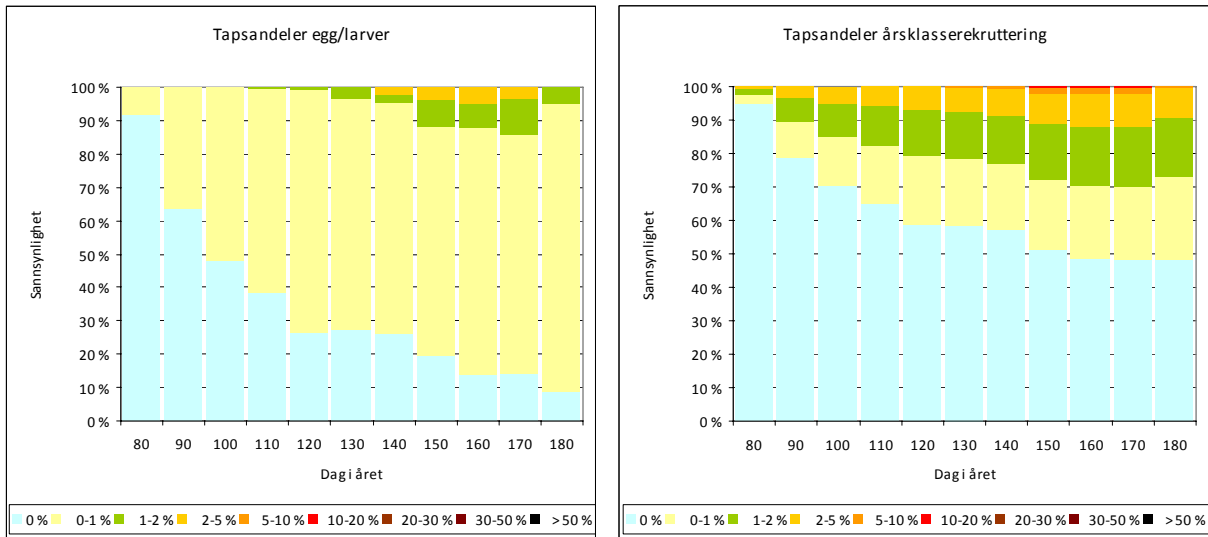
**Figur 6-50 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 4500 t/d i 2 dager fra Troms II (scenario 4)**



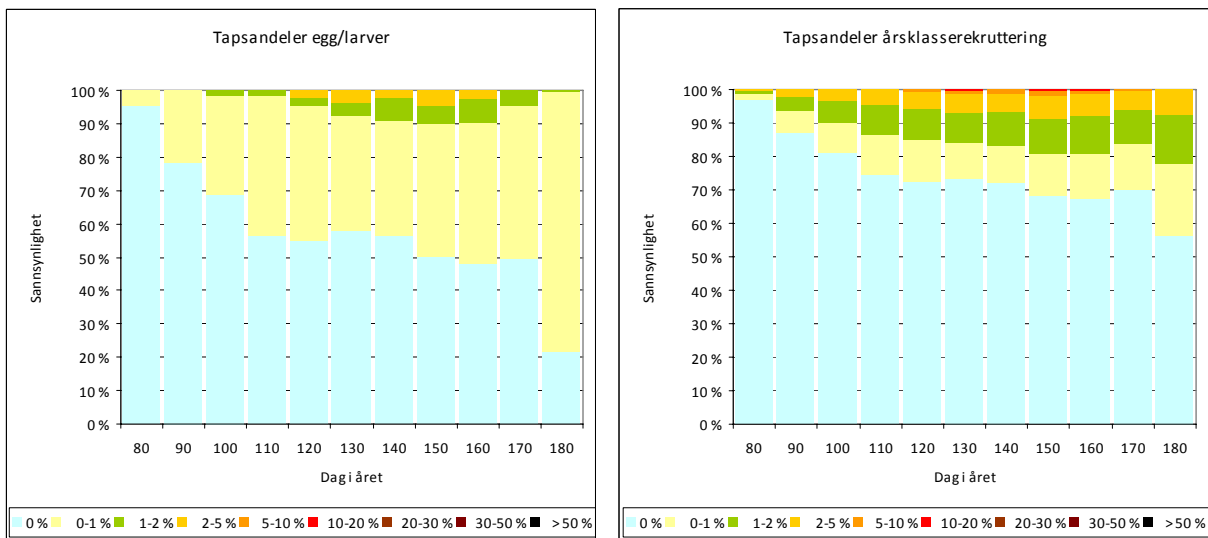
**Figur 6-51 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 8500 t/d i 2 dager fra Troms II (scenario 5)**



**Figur 6-52 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekruttering (til høyre) som følge av et overflateutslipp på 8500 t/d i 2 dager fra Troms II (scenario 5)**



**Figur 6-53 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekuttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 4500 t/d i 14 dager fra Troms II (scenario 7)**



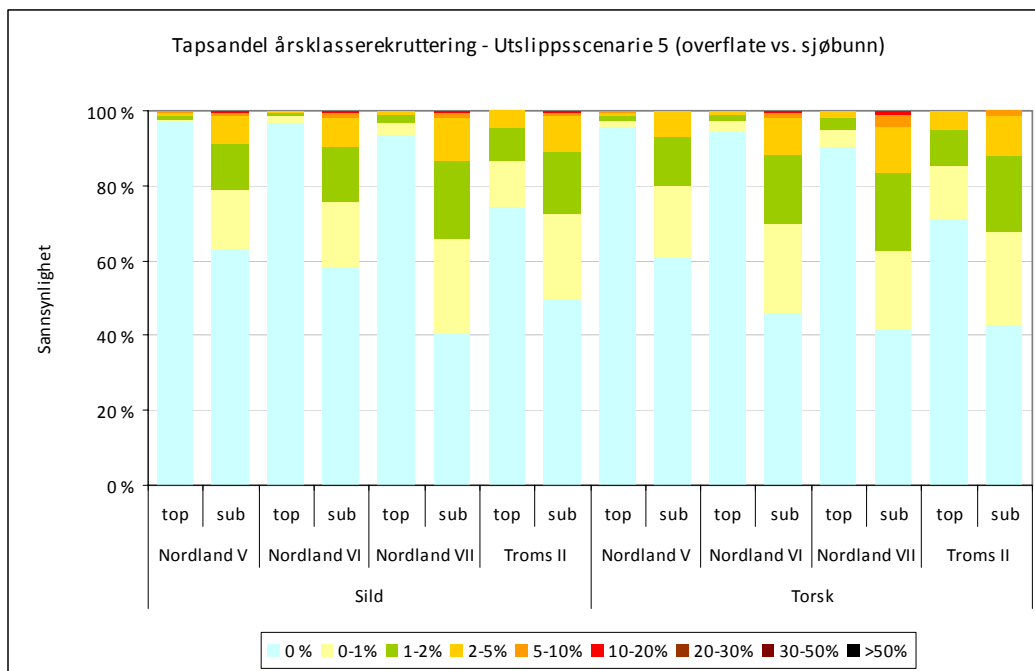
**Figur 6-54 Sannsynlighet for ulike tapsandeler av egg/larver (til venstre) og på årsklasserekuttering (til høyre) som følge av et sjøbunnsutslipp på 4500 t/d i 50 dager fra Troms II (scenario 8)**

## 6.5 Samlet vurdering av beregnede tapsandeler

Ovenstående resultater og resultatene fra oljedriftssimuleringene viser helt klart en stor forskjell på overflateutslipp og sjøbunnsutslipp når det gjelder konsentrasjoner og effekter i vannsøylen. Overflateutslipp vil generelt ha langt lavere konsentrasjoner og medføre langt mindre konsekvenser i vannsøylen enn et tilsvarende sjøbunnsutslipp. En sammenligning er utført for scenario 5 (8500 t/d i 2 døgn), se Figur 6-55. Dette har en viss sammenheng med oljetype og det er verdt å merke seg at forskjellen er minst for et kondensatutslipp på Troms II, hvor

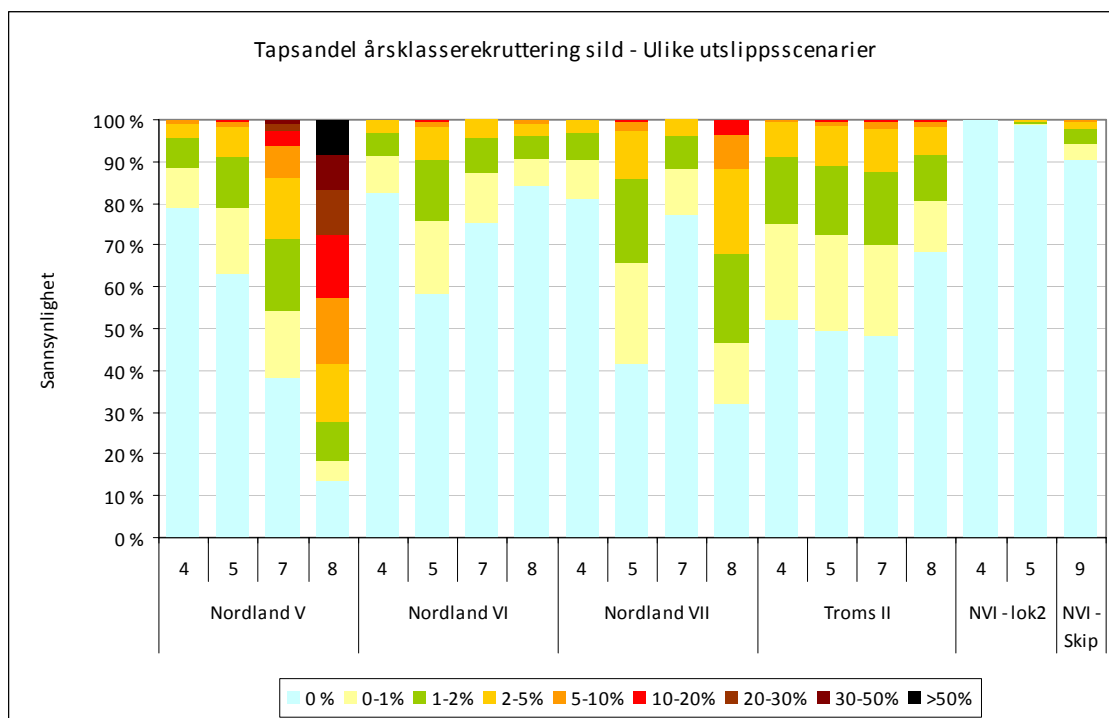


overflateutslipp har om lag halvparten av sannsynligheten for tapt årsklasserekruttering i forhold til sjøbunnsutslipp. Dette henger sammen med en høy gass-olje ratio (GOR) som fører til at veskedelen av hydrokarbonene raskt føres til overflaten i gasstrømmen og dermed i liten grad løses i vannsøylen. Når væskedelen av kondensatet kommer til overflaten dannes det et tynt oljeflak som raskt nedblandes i vannsøylen samt fordamper.

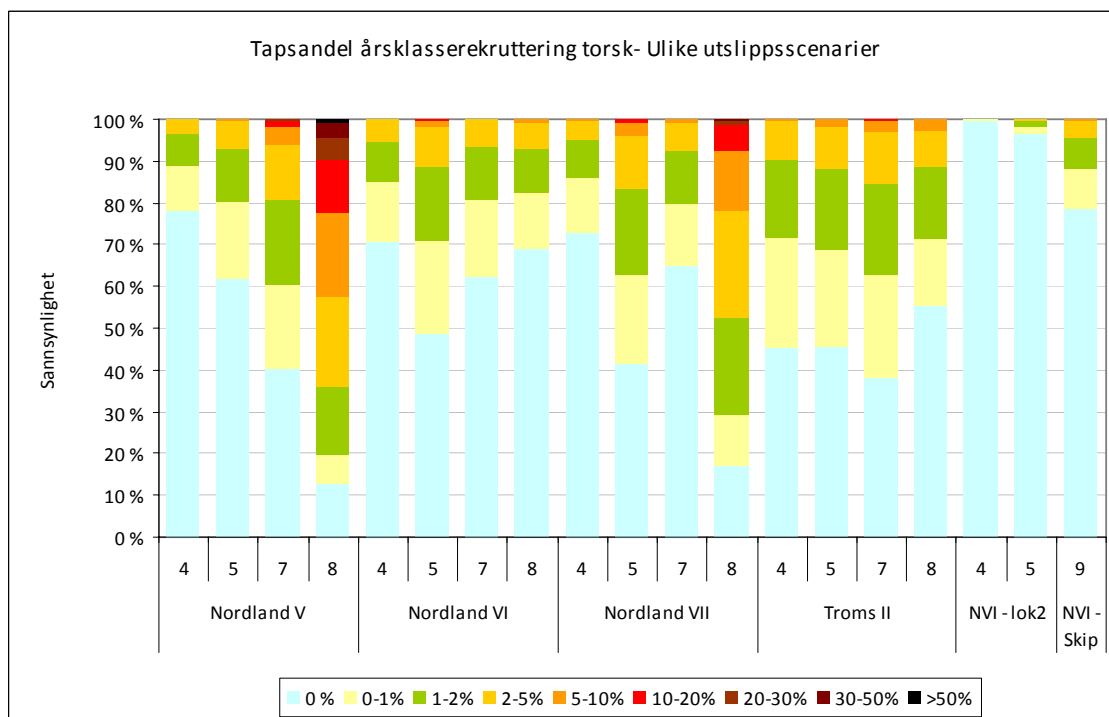


**Figur 6-55 Sammenlikning av konsekvenser (sannsynlighet for tap av årsklasserekruttering) for sild og torsk som følge av overflate- (top) versus sjøbunnsutslipp (sub) for Scenario 5 (8500 t/d i 2 døgn)**

Det er videre sammenstilt resultater for sjøbunnsutslippene som har det klart største konsekvenspotensialet. En samlet vurdering for ulike utslippsscenarioer og lokasjoner er foretatt for tap av årsklasserekruttering med utgangspunkt i den periode av året som ga størst tapsandel for hhv. sild og torsk (Figur 6-56 og Figur 6-57). Sammenstillingen er gjort med utgangspunkt i larvefordelingsdataene fra 1980-2004. For scenario 5 er det også fokusert på sjøbunnsutslippene, selv om dette scenariet i utgangspunktet er representativt for kollisjon mellom fartøy og innretning og derav vil være et overflateutslipp. Scenariet kan også representere en utblåsning med høy rate og kort varighet som kan være fra sjøbunn.



**Figur 6-56 Samlet oversikt over sannsynlighet for ulike tapsandeler av årsklasserekruttering for sild som følge av de ulike utslippsscenariene. Tallene gjelder verste utfall innenfor analyseperioden (mars-juni)**



**Figur 6-57 Samlet oversikt over sannsynlighet for ulike tapsandeler av årsklasserekruttering for torsk som følge av de ulike utslippsscenariene. Tallene gjelder verste utfall innenfor analyseperioden (mars-juni)**

### *Scenario 1,2 og 3*

Disse utslippsscenarioene, som er svært forskjellige både med hensyn til varighet (fra 2 timer til 14 døgn) og utslippsvolum (fra 42 til 2000 tonn), gir ikke konsentrasjoner over effektgrensen på 375 ppb THC verken fra overflate- eller sjøbunnsutslipp og har derav ikke kvantifiserbar effekt og konsekvens for fisk.

Dette innebærer at representative volumer fra lekkasjer av olje eller kondensat fra prosess, stigerør eller brønn ikke vil medføre effekter eller påvisbare konsekvenser for fiskebestander, selv i dette utredningsområdet.

### *Scenario 4 og 5*

Resultatene viser et begrenset skadepotensial for sild og torsk ved utslipp med kort varighet (2 døgn i scenario 4 og 5), men også at den økte raten mellom disse scenarioene (fra 4500 t/d til 8500 t/d) kan gi vesentlige forskjeller.

For Nordland VI er det ca 82 % sannsynlighet for at utslippsscenario 4 ikke gir kvantifiserbare effekter på årsklasserekuttering av sild, mens det er 9 % sannsynlighet for en reduksjon på inntil 1 % av en årsklasse. Videre er det 6 % sannsynlighet for 1-2 % tapsandel og 3 % sannsynlig for 2-5 % tapsandel, men ingen sannsynlighet utover dette. Scenario 5 (med nesten dobbelt så høy rate; 8500 t/d i 2 døgn) har derimot en liten sannsynlighet (1,3 %) for 5-10 % tap og også 0,3 % sannsynlighet for tapsandeler mellom 10 og 20 % av årsklasserekuttering av sild. Det er stort sett sammenlignbare tall for tosk og sild.

Tapsandelene er ikke så veldig ulike for de ulike utslippspunktene, med unntak av lokasjon 2 i Nordland VI som gir svært lave tapsandeler. Dette er trolig grunnet stor variasjon i strømbildet i området og at man nesten ikke vil få konsentrert oljen opp mot effektgrensen på 375 ppb ved kortvarige utslipp (<2 døgn). Nordland VII ser ut til å ha det største konsekvenspotensialet for torsk, spesielt for scenario 5 med en liten sannsynlighet for tapsandeler av egg/larver opp mot 5-10 % som gir seg utslag i 0,4 % sannsynlighet for 10-20 % tap av årsklasserekutteringen. Dette må likevel sies å være svært lave sannsynligheter og i de alle fleste tilfeller vil det være neglisjerbare effekter på både sild og torsk for kortvarige utslipp som i disse to scenarioene.

Dette betyr at representative utslippsvolumer for både utblåsninger, rørledningslekkasjer, utslipp fra lagertanker og utslipp ved lasting/lossing med stor sannsynlighet gir et begrenset skadebilde og begrensede konsekvenser for fisk.

### *Scenario 7*

Ser vi på et utslipp med noe lengre varighet (4500 t/d i 14 døgn), så blir bilder mer nyansert. For Nordland VI og VII så får man mindre konsekvenser av dette utslippet enn av en høyere rate over kortere tid (scenario 5 over) og sammenlignbare konsekvenser med 2 døgn utslippet med samme rate (scenario 4). Det betyr i praksis at disse utslippene "tas av strømmen" og ikke vil oppkonstruere høyere konsentrasjoner ved lengre varigheter, men vil selvsagt ha en lengre eksponeringstid og derav berøre flere larver. For Nordland V derimot, ser man også av resultatene fra oljedriftsberegningene, at oljen vil holde seg i vannmassene inn i Vestfjorden over lengre tid og man ser en klar økning i tapsandeler ved et 14 døgn utslipp i forhold til kortere varigheter. Sild har noe høyere tapsandeler enn torsk og har følgende sannsynlighetsfordeling av larvetap og påfølgende tapt årsklassereduksjon (Tabell 6-2).

**Tabell 6-2 Beregnet sannsynlighet for ulike tapsandeler av sildelarver og tap av årsklasserekruttering for sild som følge av 14 døgns utslipp fra Nordland V (scenario 7).**

Tapsandel	Sannsynlighet for larvetap	Sannsynlighet for tap av årsklasserekruttering
0 %	15,1 %	38,3 %
0-1 %	46,7 %	16,0 %
1-2 %	11,6 %	17,3 %
2-5 %	15,1 %	14,5 %
5-10 %	8,4 %	7,8 %
10-20 %	2,0 %	3,6 %
20-30 %	1,1 %	1,5 %
30-50 %	0,0 %	0,8 %
>50 %	0,0 %	0,2 %

For utslippspunkt i Troms II med kondensat viser resultatene en noe høyere tapsandel ved 14 døgn utslipp med 4500 t/d enn ved en høyere utslippsrate (8500 t/d) over 2 døgn.

#### Scenario 8

Dette scenariet, med et utslipp på totalt 225 000 tonn olje, er å betrakte som et worst case scenario som ligger godt opp i øvre del av utfallsrommet når det gjelder mulig volum fra en utblåsning, men det er likevel regnet konsekvenser av utslippet (modellert som 4500 t/d over 50 døgn). Her er det store forskjeller i forventet effekt og konsekvens for fisk som følge av hvor utslippet er lokalisert. For Nordland VI og Troms II er det ikke beregnet noe særlig økning i konsekvens i forhold til utslipp med kortere varigheter på tross av at det er summert tapsandeler over 50 dager (5 påfølgende larvefordelingsperioder). I praksis betyr det ingen økning i effektområde (område som har tidsmidlede konsentrasjoner over effektgrensen på 375 ppb THC over 50 døgn) og det er mindre enn 1 % sannsynlig med tapsandeler på over 5 % av årsklasserekrutteringen for både sild og torsk fra Nordland VI, og mindre enn 3 % for Troms II. Dette er gitt et utslipp i verste periode i analyseperioden fra mars til juni.

For utslippspunktene i Nordland VII og spesielt i Nordland V ser vi et annet mønster med en viss sannsynlighet for langt større tapsandeler. For Nordland VII er tapsandelene noe større for torsk enn for sild med en sannsynlighet på 7,3 % for at et utslipp skal gi mer enn 10 % tapsandel på årsklasserekrutteringen og 0,5 % sannsynlighet for mellom 30-50 % av årsklassen. Forventningsverdien ligger imidlertid rundt 3,7 % tapsandel. For Nordland V er det beregnet de største konsekvensene med forventet tapsandel på 7,9 % av årsklasserekrutteringen for torsk og på 16,9 % for sild (se Tabell 6-3). Årsaken til de store konsekvensene ved langvarige sjøbunnsutslipp fra Nordland V er utslippsposisjonen, som medfører at oljen oppkonsentreres inn mot Vestfjorden og i stor grad vil eksponere fiskelarver som enten er gytt i området eller som kommer fra gyteområdene lengre sør.

**Tabell 6-3 Beregnet sannsynlighet for ulike tapsandeler av sildelarver og tap av årsklasserekruttering for sild som følge av 50 døgns utslipp fra Nordland V (scenario 8).**

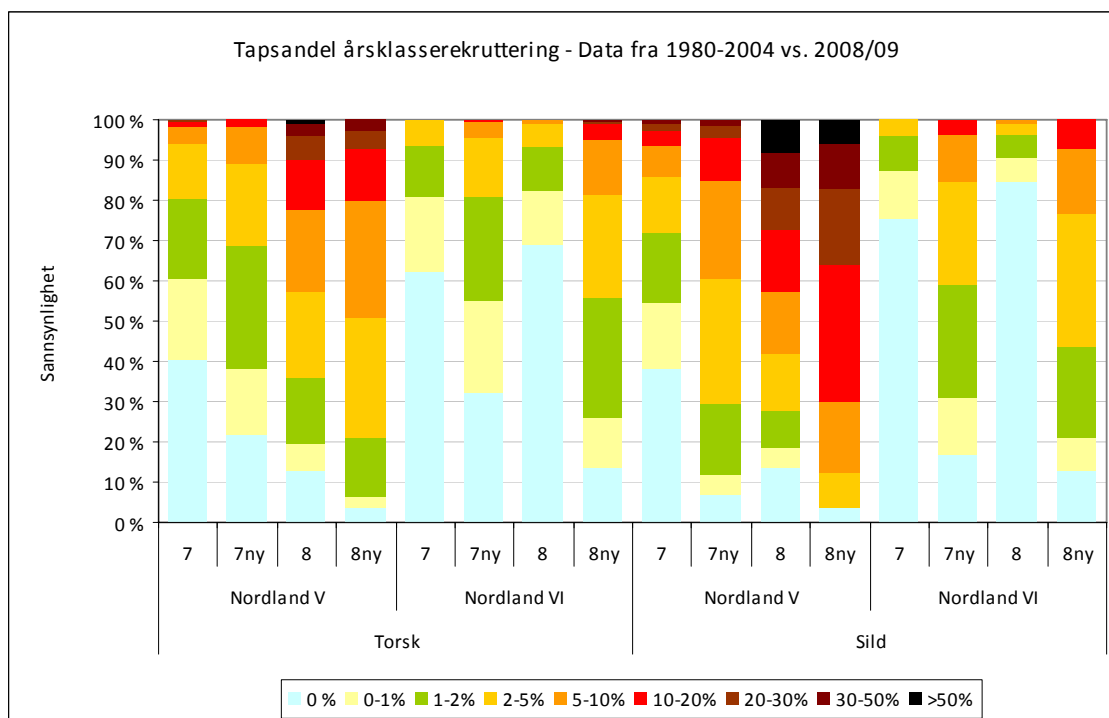
<b>Tapsandel</b>	<b>Sannsynlighet for larvetap</b>	<b>Sannsynlighet for tap av årsklasserekruttering</b>
0 %	7,5 %	13,5 %
0-1 %	10,7 %	5,0 %
1-2 %	7,0 %	9,3 %
2-5 %	14,8 %	14,0 %
5-10 %	14,0 %	15,4 %
10-20 %	23,0 %	15,3 %
20-30 %	11,7 %	10,7 %
30-50 %	7,9 %	8,5 %
>50 %	3,6 %	8,3 %

### *Scenario 9*

Dette er et utslipp som ikke gjelder petroleumsvirksomhet, men som er grunnstøting av et skip på Røst i Nordland VI, med utslipp av totalt 60 000 tonn russisk råolje (15 000 t/d i 4 døgn). På tross av at dette er mye mer kystnært enn de andre utslippene i Nordland VI, er konsekvensene sammenlignbare og ligger mellom scenario 5 og 8 i konsekvensnivå når det gjelder sild og torsk selv om dette er et overflateutslipp og ikke fra sjøbunn. Resultatene viser at det er mindre enn 0,5 % sannsynlighet for mer enn 5 % tap av årsklasserekruttering for sild og torsk, og 80-90 % sannsynlighet for at dette ikke gir kvantifiserbare konsekvenser.

### **6.5.1 Vurdering av nyere larvefordelingsdata**

De nye operasjonelle larvefordelingsdataene som beskrevet i kap 5.1, er analysert for utslippslokasjonene i Nordland V og VI. Resultatene er presentert som egne delkapitler under disse lokasjonene i resultatene over og en sammenlikning av resultatene for de to mest langvarige utslippene (scenario 7 og 8) er gitt i Figur 6-58.

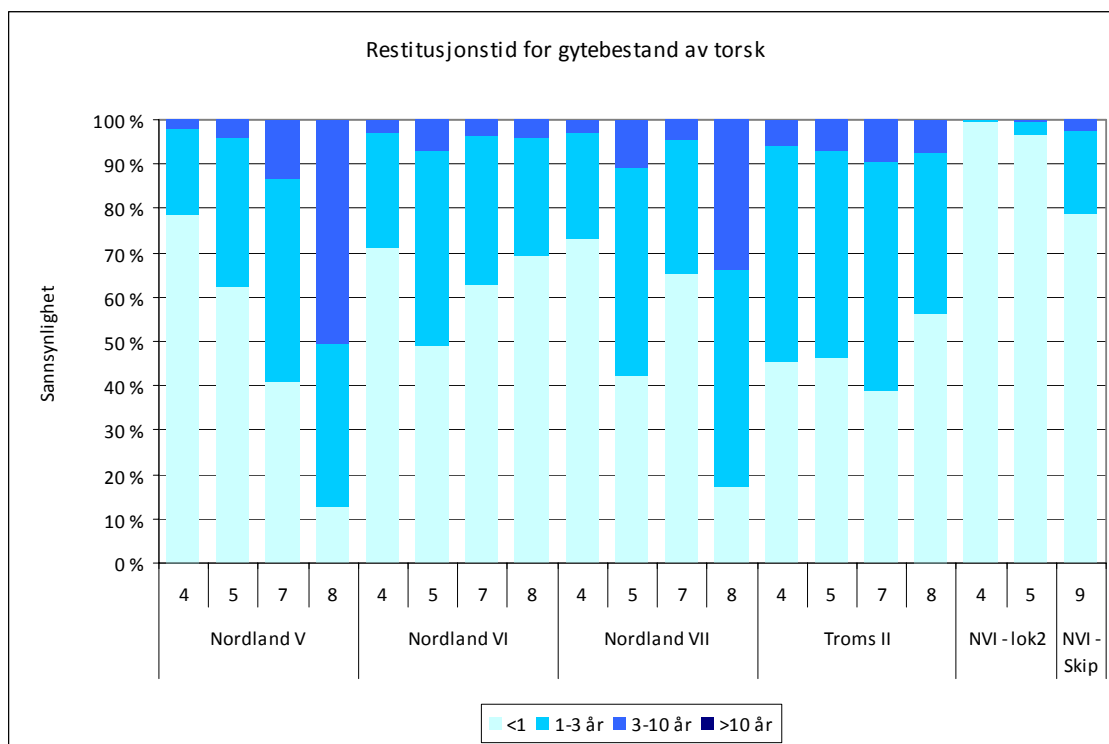


**Figur 6-58 Sammenstilling av resultater fra tap av årsklasserekuttering for sild og torsk basert på data fra 1980-2004 vs. nyere operasjonelle larvedriftsdata fra 2008 og 2009.**

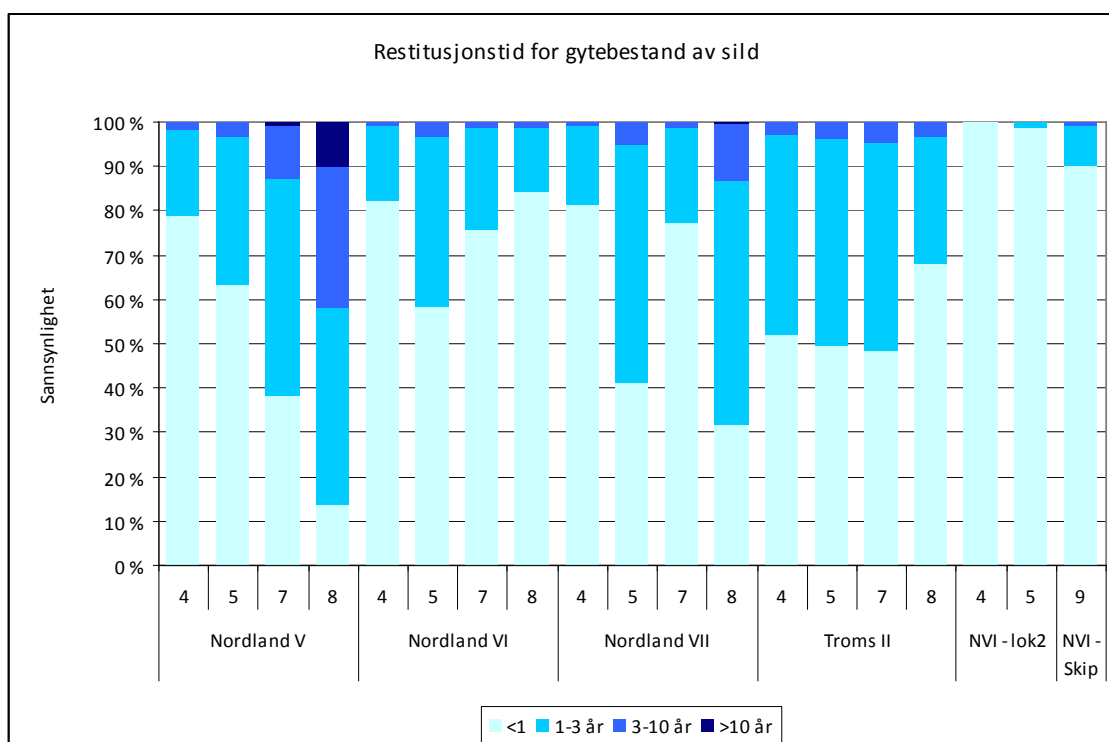
For Nordland V viser resultatene relativt sammenlignbare tapsandeler og sannsynligheter for disse for torsk og en viss økning mot større tapsandeler for sild. For Nordland VI viser de nye dataene klart en økt sannsynlighet for større tapsandeler og mer opp mot nivået for Nordland VII slik det er presentert i Figur 6-56 og Figur 6-57. Det innebærer ca. 5 % sannsynlighet for tapsandeler over 10 % av årsklasserekuttering for torsk og 7 % sannsynlighet for tapsandeler over 10 % av årsklasserekuttering for sild. Dataene indikerer at de siste 2 år med data med høyere oppløsning ligger i øvre del av utfallsrommet sammenlignet med data fra perioden 1980-2004. En årsak til endringene kan være at den høyere oppløsningen i modellen (4 km vs. 20 km) i større grad bringer larvene videre fra Vestfjorden og ut på utsiden av Lofoten.

## 6.6 Konsekvenser for gytebestand

I foreliggende rapport er det ikke gjort noen oppdatering av bestandsmodellen i forhold til ULB 7c fra 2003, dvs. det er benyttet samme modell (Ugland-modellen) for å predikere hva et tap i årsklasserekuttering betyr for en årsklasse. Her er det igjen et utfallsrom i forhold til om den aktuelle årsklasse er sterk eller svak og betyr mye eller lite for fremtidig gytebestand. Tapsandelene i Figur 6-56 og Figur 6-57 er regnet om til restitusjonstid for gytebestanden innenfor 4 skadekategorier; mindre miljøskade (<1 år), moderat miljøskade (1-3 år), betydelig miljøskade (3-10 år) og alvorlig miljøskade (>10 års restitusjonstid). Resultatene er presentert i Figur 6-59 og Figur 6-60 for hhv. torsk og sild. Restitusjonstid er beregnet inntil bestanden er til bake til 99 % av bestandsnivå før skade inntraff.



**Figur 6-59 Sannsynlighet for ulike restitusjonstider for gytebestand av torsk for de ulike utslippsscenarioene. Tallene gjelder verste utfall innenfor analyseperioden (mars-juni).**



**Figur 6-60 Sannsynlighet for ulike restitusjonstider for gytebestand av sild for de ulike utslippsscenarioene. Tallene gjelder verste utfall innenfor analyseperioden (mars-juni).**

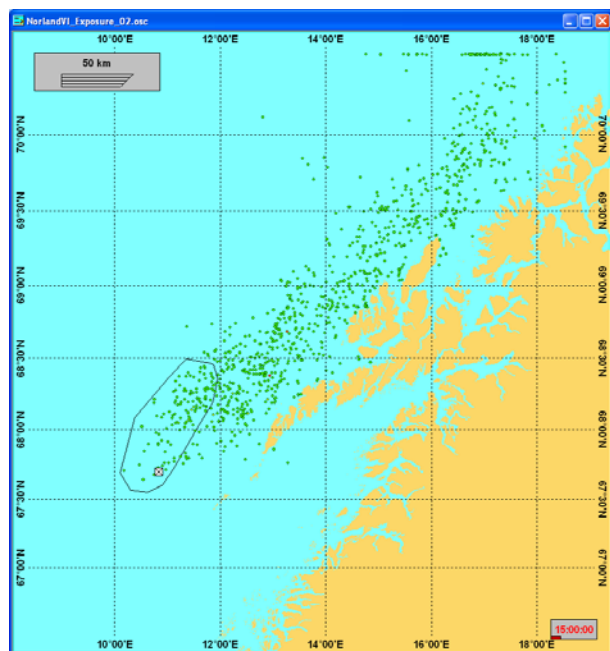
De representative og kortvarige utslippene (scenario 4 og 5) har en viss sannsynlighet for restitusjonstid på mellom 1-3 år for alle lokasjoner med unntak av Nordland VI (lokasjon 2). Det er også en liten sannsynlighet (opp mot 11 % for Nordland VII) for restitusjonstider mellom 3-10 år for gytebestand av torsk og noe mindre for sild (opp mot 5 % for Nordland VII). Mer langvarige utslipp (scenario 7 og 8) vil ha en økt sannsynlighet for 3-10 års restitusjonstid og for Nordland V vil et 50 døgns utslipp med 4500 t/d kunne gi opp mot 10 % sannsynlighet for restitusjonstider over 10 år for gytebestand av sild.



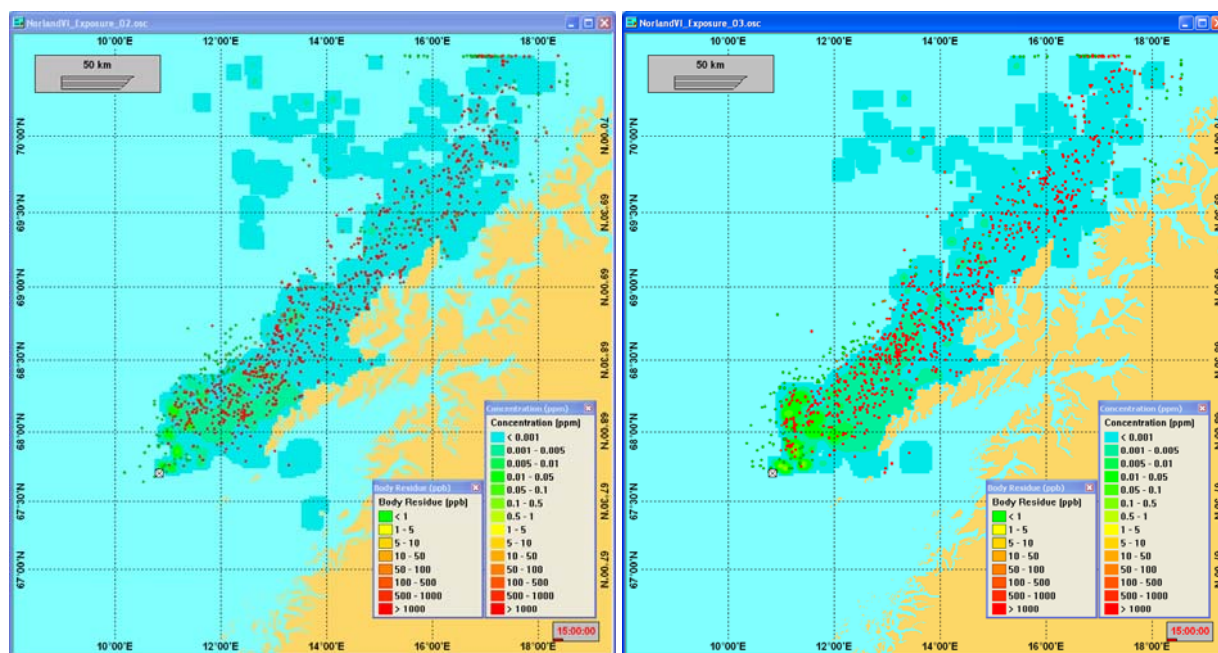
## 7 RESULTATER – INTEGRERTE BEREKNINGER I OSCAR

I beregningene som er vist i det følgende er gyteområdet for torsk antatt å være begrenset til et område sørvest for Lofoten (Figur 1.1). Sensitiviteten for egg- og larver for torsk er satt til en faktor på 10 høyere enn gjennomsnittet for zooplankton. Gytingen er antatt å vare i 1 måned (30 døgn) med start 15. februar. I denne perioden slippes det ut til sammen 2000 modellpartikler jevnt fordelt i tid. Driften av disse partiklene blir beregnet på grunnlag av modellerte strømdata for Norskehavet for år 2000. De tredimensjonale strømfeltene er produsert av Meteorologisk institutt (met.no) og foreligger i en horisontal oppløsning på 4x4 km og en tidsoppløsning på 2 timer. Figur 1.1 viser modellert fordeling av larvepartikler 15 døgn etter start av gyteperioden.

Utslipet av olje er antatt å skje som en sjøbunnsutblåsning i den valgte posisjonen for Nordland VI. Oljetypen er representert med Balder råolje, og gass-oljeforholdet (GOR) er satt til 50:1. To utslippstilfeller er valgt: Begge har en antatt total varighet på 50 døgn, men i det første tilfellet er utslippsraten trappet ned gradvis tiden fra en rate på 4500 tonn/døgn, mens den høyeste raten er antatt å vedvare i hele utslippsperioden i det andre tilfellet (Tabell 1.1). I begge tilfeller starter utslippet fem døgn etter starten av gyteperioden. I beregningene følges oljen i utslippsperioden og 15 døgn etter at utslippet er slutt. Figur 1.2 viser øyeblikksbilder av konsentrasjoner av løste komponenter i vannmassene og fordelingen av larver 15. døgn etter start av gyteperioden for de to tilfellene.



**Figur 7-1 Modellert fordeling av larvepartikler 15 døgn etter start av gyteperioden. Polygonet avgrensner det antatte gyteområdet for torsk. Utslippsstedet (Nordland VI) er markert med kvadrat med kryss i. Gyting er antatt å starte 15. februar og vare i en måned.**



**Figur 7-2** Konsentrasjoner av olje i vannmassene og fordeling av larvepartikler 15. døgn etter start av gyteperioden. Tilfellet med avtakende rate til venstre og tilfellet med konstant høy rate til høyre.

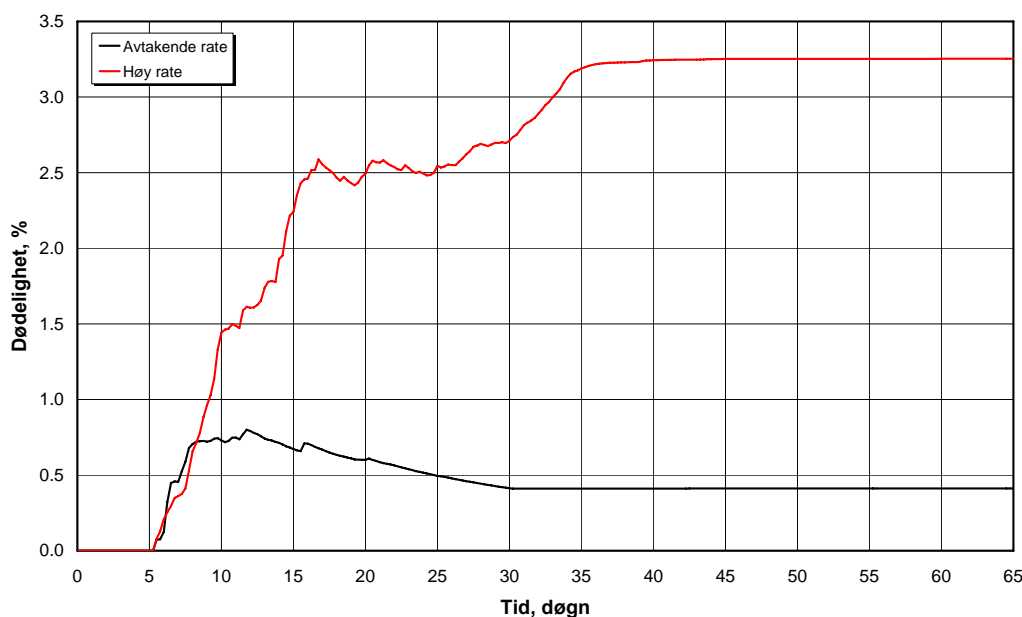
**Figur 7-3** Uslippbetingelser for sjøbunnsutblåsing på Nordland VI

TILFELLE	RATE	PERIODE
AVTAKENDE RATE	4500 TONN/DØGN	0 - 2 DØGN
	1000 TONN/DØGN	2 - 15 DØGN
	200 TONN/DØGN	15 - 50 DØGN
KONSTANT HØY RATE	4500 TONN/DØGN	0 - 50 DØGN

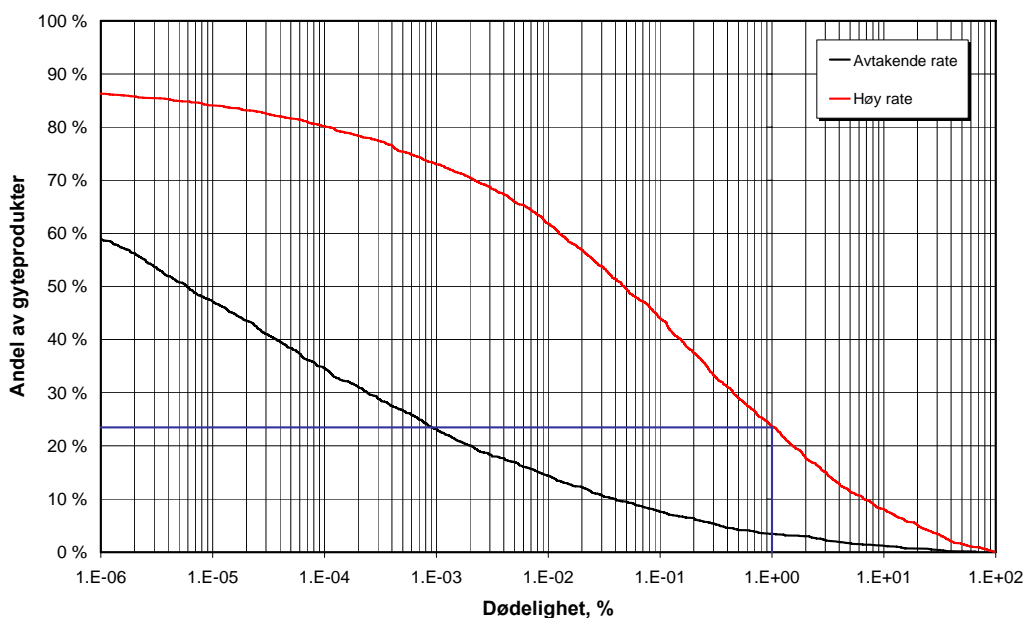
Resultatene fra eksponeringsberegningene på larvene er vist på Figur 7-4 og Figur 7-5.

Figur 7-4 viser overordnede data for alle partiklene som representerer de drivende larvene. Den totale dødeligheten er gitt av summen av dødeligheten for samtlige partikler som er fulgt i simuleringen. For tilfellet med avtakende (svart kurve) viser den totale dødeligheten et maksimum på ca 0,8 % etter mellom 10 og 15 døgn fra start av gyteperioden, for deretter å flate ut på en verdi på ca. 0,4 %. For tilfellet med konstant høy rate (rød kurve) ender den totale dødeligheten på mellom 3 og 3,5 % ved slutten av simuleringen.

Figur 7-5 viser fordelingen av dødeligheten for de individuelle modellpartiklene. Kurvene viser dødeligheten for de eksponerte partiklene ordnet i stigende rekkefølge. Y-aksen på figuren viser således andelen av modellpartiklene som har dødelighet lik eller større enn verdiene på x-aksen.



**Figur 7-4 Tidsutvikling av eksponering av larvepartiklene. Merk at gytingen av torskeegg er antatt å starte 15. februar og vare i 30 døgn, mens mulig eksponering av oljekomponenter starter i forbindelse med start av oljeutslippet fem dager senere. Svart kurve viser resultatene for tilfellet med avtakende rate, mens rød kurve viser resultatene ved konstant høy rate. Dødeligheten er angitt i prosent av den til en hver tid utsatte antall larvepartikler.**



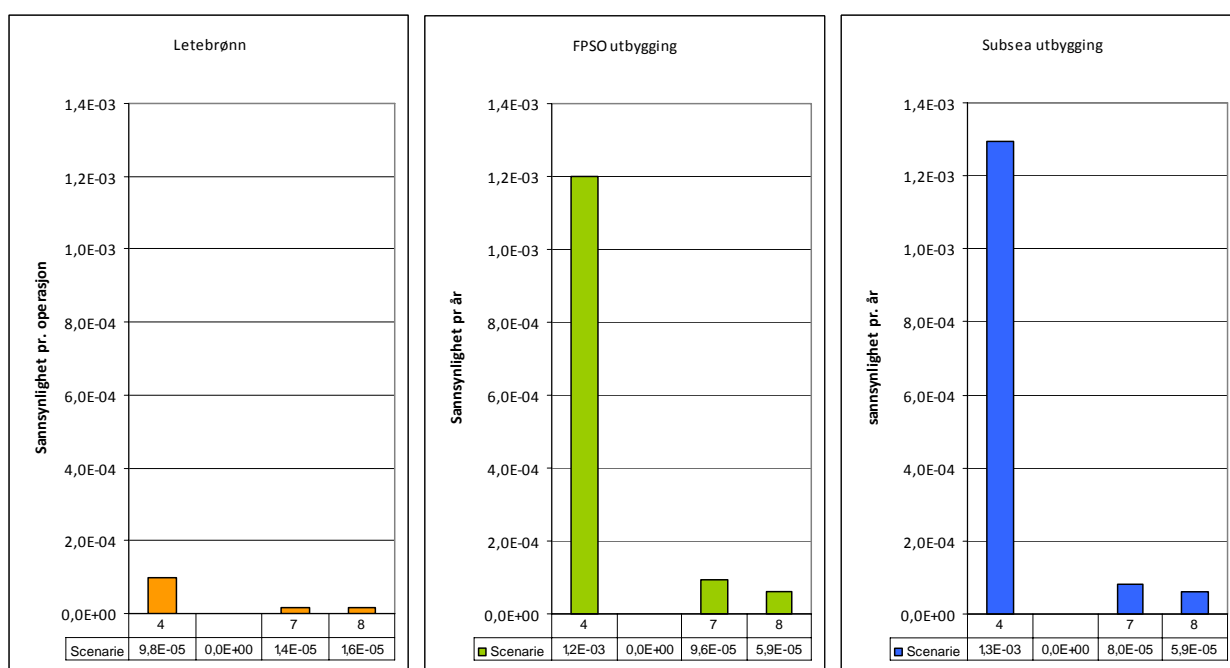
**Figur 7-5 Fordeling av dødelighet for partiklene som representerer gyteprodukter (torskeegg og larver). Svart kurve viser resultatene for tilfellet med avtrappende rate, mens rød kurve viser tilfellet med konstant høy rate. Blå ledelinje viser at ca 24 prosent av gyteproduktene vil ha dødelighet lik eller større enn 1 prosent for tilfellet med konstant høy rate.**

En kan velge å betrakte en dødelighet på 1 prosent som en konservativ *effektgrense* som ivaretar mulige langtidseffekter i tillegg til akutt dødelighet. Larver med en eksponering som gir forventet dødelighet lik eller større enn denne effektgrensen kan således antas å ha redusert evne til å overleve på lengre sikt, mens de med lavere eksponering antas å ha den naturlige sannsynlighet for å overleve. En slik effektgrense vil for de to tilfellene som er presentert her innebærer at henholdsvis 3.5 og 24 % av gyteproduktene i det definerte gyteområdet vil bli berørt (se blå ledelinje på Figur 7-5).

Det aktuelle gyteområdet for torsk er satt til et begrenset område nedstrøms av utslippet hvor data indikerer at kanskje 10-20 % av den totale gytingen skjer (se Tabell 5-1). Sett i forhold til den totale produksjonen er derfor den høyeste beregnede andelen av berørte gyteprodukter i størrelsesorden 3-5 %.

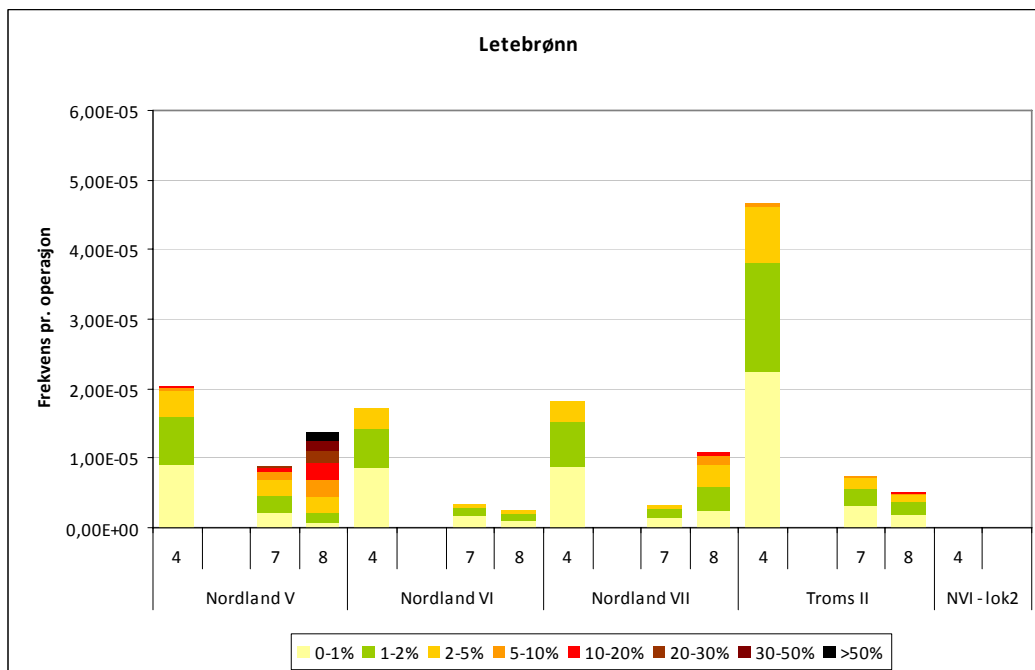
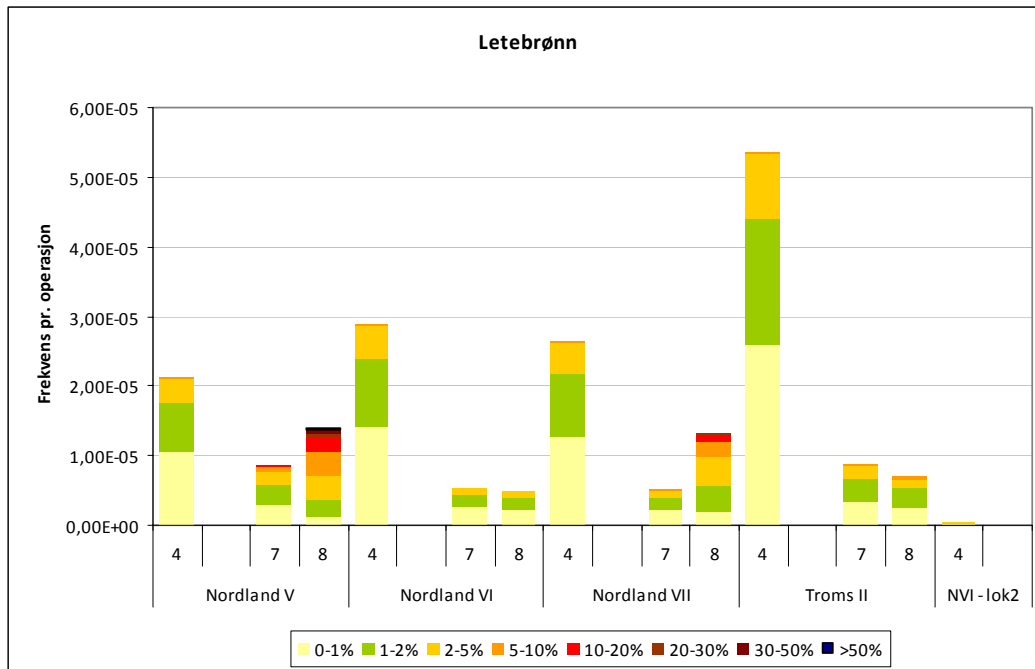
## 8 RISIKOBETRAKTNINGER

For å sette konsekvensene ved de ulike utslippsscenariene i riktig miljørisikoperspektiv er det tatt utgangspunkt i sannsynlighet for de ulike hendelsene fra kapittel 1.4.2. Disse er summert for hver volumkategori som modellscenariene dekker (f.eks. så vil scenario 4 være dekkende for både utblåsninger, brønn- og rørledningslekkasjer). Noen av disse frekvensene vil være relatert til overflateutslipp med et langt mindre konsekvenspotensial enn det som er vist for sjøbunnsutslipp i foreliggende rapport. Det er derfor fokusert på hendelser som kan medføre sjøbunnsutslipp (scenario 4, 7 og 8) for å sette konsekvensene inn i risikosammenheng og en oversikt over utslippsfrekvenser for fremtidig leteboring (frekvens på operasjon), og ved en FPSO utbygging og subsea utbygging (begge viser frekvens pr. år) er vist i Figur 8-1.



**Figur 8-1 Utblåsningsfrekvenser for ulike scenarier ved ulike fremtidige aktiviteter**

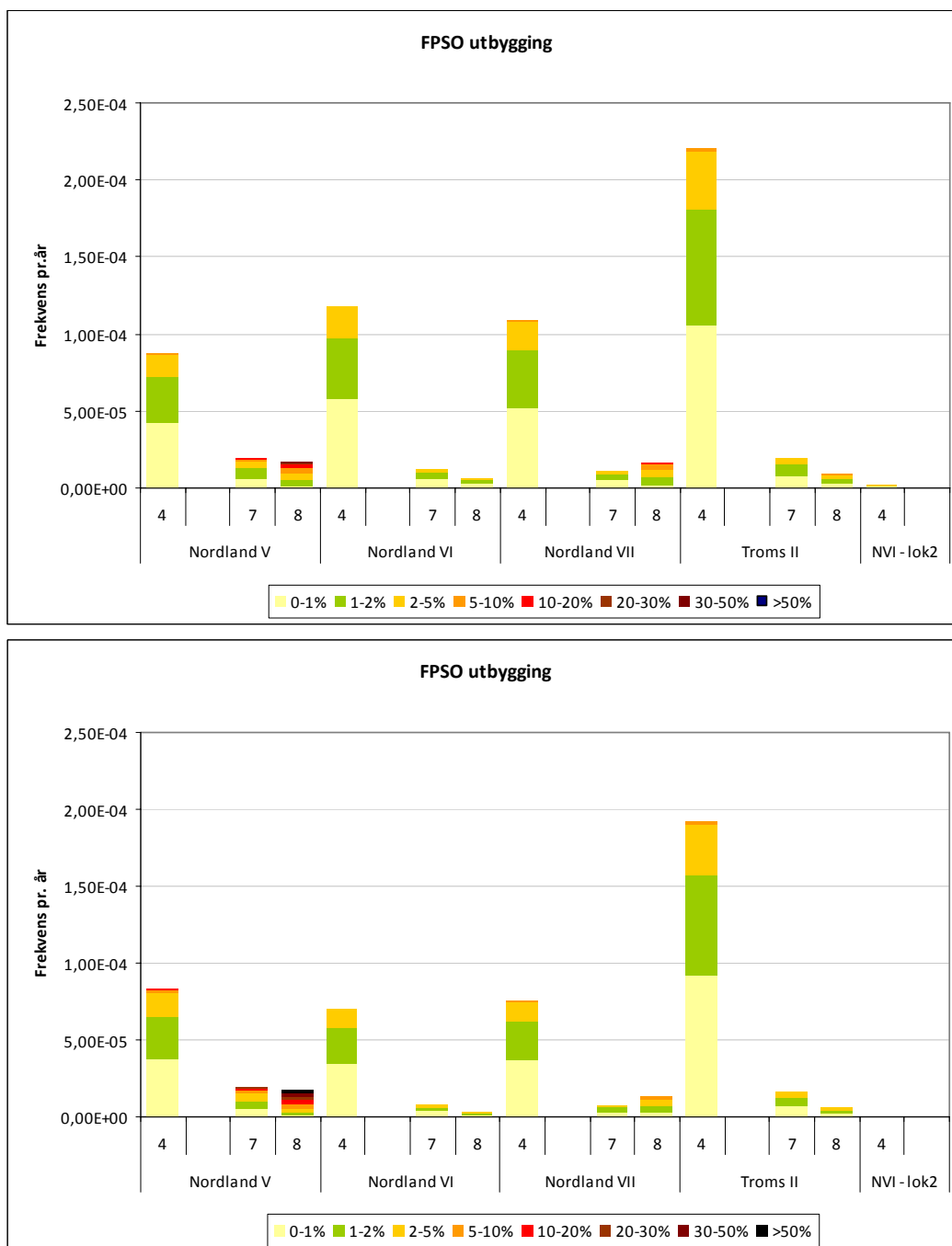
En oversikt over miljørisiko ved en fremtidig leteboring er gitt i Figur 8-2 og viser at risikoen er størst for scenario 4 uansett lokasjon. Det er tatt utgangspunkt i tapsandelene fra de statistiske beregningene. Scenario 8, som er å betrakte som en worst case hendelse, har altså lavere totalrisiko på tross av at mulige konsekvenser ved en slik langvarig utblåsning er langt mer alvorlige. Konsekvenser er gitt verste utfall i gyte- og larvedriftsperioden og ved utblåsning i andre perioder av året forventes ikke kvantifiserbare konsekvenser. Det er også konservativt antatt at alle utslipp skjer fra sjøbunn.



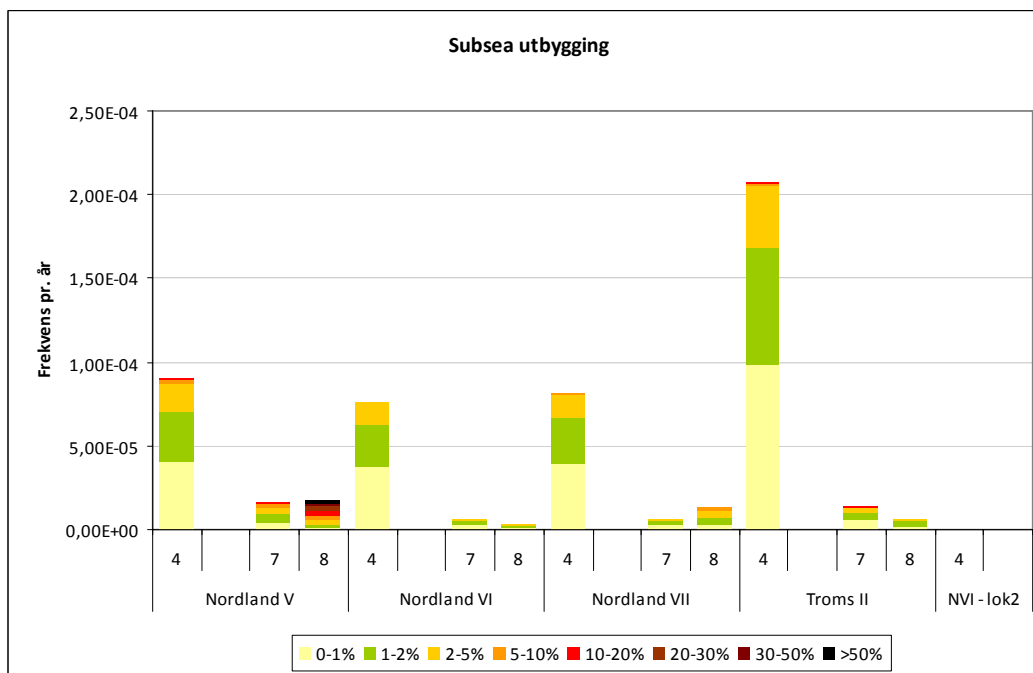
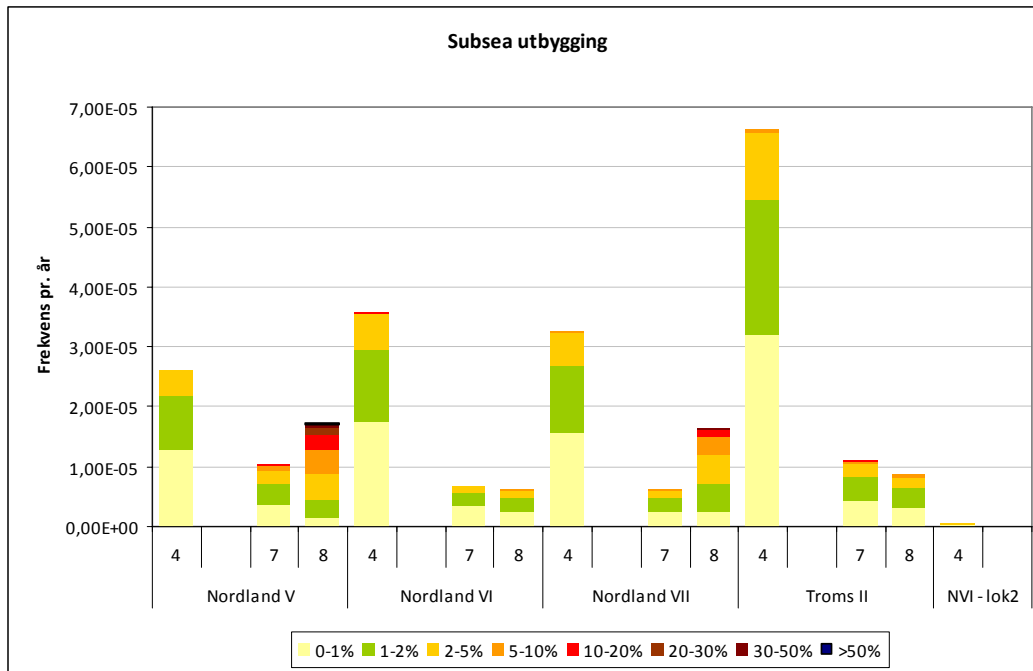
**Figur 8-2 Oversikt over miljørisiko ved en fremtidig leteboring vist som utslippsfrekvens pr. operasjon kombinert med ulike konsekvenser (tapsandeler på årsklasse) for de ulike utslippsscenarioene. Torsk (øverst) og sild (nederst).**

Når det gjelder fremtidig oljefelt i drift (FPSO utbygging eller Subsea utbygging) så er tilsvarende risiko vist hhv. i Figur 8-3 og Figur 8-4 med frekvens pr. år. Konsekvensbildet gjelder bare gyte- og larvedriftsperioden og frekvensen er derved redusert med 1/3 av samlet årsfrekvens. Resten av året vil ha neglisjerbar risiko for fisk og fiskelarver. Igjen må det presiseres at hele

utslippsfrekvensen konservativt er tillagt utslipp fra sjøbunn, mens det i realiteten vil være en viss sannsynlighet for at utslipp skjer på overflaten i forbindelse med boreaktivitet.



**Figur 8-3** Oversikt over miljørisiko ved et fremtidig oljefelt i drift (FPSO utbygging) vist som utslippsfrekvens pr. år kombinert med ulike konsekvenser (tapsandeler på årsklasse) for de ulike utslipps scenariene. Torsk (øverst) og sild (nederst).



**Figur 8-4 Oversikt over miljørisiko ved et fremtidig oljefelt i drift (subsea utbygging) vist som utslippsfrekvens pr. år kombinert med ulike konsekvenser (tapsandeler på årsklasse) for de ulike utslipps scenariene. Torsk (øverst) og sild (nederst).**

Resultatene i Figur 8-3 og Figur 8-4 viser at miljørisikonivå for fisk ved en FPSO utbygging og en subsea utbygging med hensyn til akutt utslipp er svært sammenlignbare og at risikoen er størst for en utblåsning med kort varighet (scenario 4) som har et begrenset konsekvensbilde (tap av årsklasse opp mot 5-10 %, men forventet mye lavere). De konsekvenser som er presentert vil kunne inntreffe med en sannsynlighet på opp på  $10^{-4}$  nivå dvs. hvert 10 000 år. Gitt en slik



hendelse er det videre en viss sannsynlighet for større tapsandeler av en årsklasse, men dette gjelder hovedsakelig for langvarige utblåsninger (verst ved Nordland V). Man vil da være på sannsynligheter helt ned på  $10^{-6}$  nivå (1 gang pr. 1 million år).

## 9 OPPSUMMERING

Det er i foreliggende rapport analysert på mulige konsekvenser for fisk som følge av akutte oljeutslipp forbundet med petroleumsaktivitet i Nordland V, VI, VII og Troms II.

Effektgrensen er fastsatt hovedsakelig på basis av forsøk der det er tilgjengelig spesifikke analyser av PAH i forsøk der larver av sild eller torsk er eksponert for oljekomponenter i vann. Da foreliggende studie forsøker å kvantifisere de faktiske effektene på fiskelarver er det ikke benyttet PNEC-tilnærming (grense for effekt eller ikke effekt) men grenseverdier er angitt som EC<sub>50</sub> – verdier (her tolket som dødelighet). Det er konkludert med en grenseverdi på total PAH konsentrasjon på **2,5 ppb** for dødelighet (konservativt mål på den konsentrasjon hvor 50 % av larver i mest følsomt stadium vil dø). Eksponeringssimuleringene (dokumentert i vedlegg) viser at dette tilsvarer en THC (dråper og løst olje i vann) grenseverdi på **375 ppb** for Balder råolje. I modellen vil samtlige larver som eksponeres for konsentrasjoner over grenseverdien dø. Larvetapene som fremkommer er således å regne som det man på best faglig grunnlag kan si om forventet dødelighet.

I alt 9 ulike utslippsscenarioer med ulike utslippsrater og varigheter er modellert for både overflate og sjøbunnsutslipp. Resultatene viser at de minste utslippsvolumene (under 2000 m<sup>3</sup>) ikke gir tilstrekkelige konsentrasjoner i vannsøylen for å overstige den anvendte effektgrensen på 375 ppb THC-konsentrasjon som kan medføre dødelighet på fiskeegg og -larver.

Resultatene fra oljedriftssimuleringene viser også helt klart en stor forskjell på overflateutslipp og sjøbunnsutslipp når det gjelder konsentrasjoner og effekter i vannsøylen. Overflateutslipp vil generelt ha langt lavere konsentrasjoner og medføre langt mindre konsekvenser i vannsøylen enn et tilsvarende sjøbunnsutslipp. Selv ved en skipskollisjon på Røst (scenario 9 med 60 000 m<sup>3</sup> olje på sjø i løpet av 4 døgn) viser resultatene at det er mindre enn 0,5 % sannsynlighet for mer enn 5 % tap av årsklasserekruttering for sild og torsk, og 80-90 % sannsynlighet for at dette ikke gir kvantifiserbare konsekvenser.

For representative utslipp for ulike hendelser er det 2 aktuelle scenarier med hhv 4500 t/d og 8500 t/d over 2 døgn. Sistnevnte er representativ for kollisjon mellom fartøy og innretning og utslipp fra skipsfart og vil derav være overflateutslipp. Disse gir svært begrensede effektområder i vannsøylen for utslippsposisjonene i Nordland V, VI og VII med Balder olje, men kan gi noen små sannsynligheter for inntil 2-5 % tapsandeler av årsklasserekruttering for både sild og torsk ved kondensatutslipp i Troms II. Scenarie 4 (4500 t/d i 2 døgn) er representativt for både utblåsninger, rørledningslekkasjer, utslipp fra lagertanker og utslipp ved lasting/lossing men i forhold til fisk og sjøbunnsutslipp er det vel først og fremst utblåsninger og rørledningslekkasjer som er aktuelt.

For Nordland VI er det beregnet 82 % sannsynlighet for at utslippsscenario 4 ikke gir kvantifiserbare effekter på årsklasserekruttering av sild, mens det er 9 % sannsynlighet for en reduksjon på inntil 1 % av en årsklasse. Videre er det 6 % sannsynlighet for 1-2 % tapsandel og 3 % sannsynlig for 2-5 % tapsandel, men ingen sannsynlighet utover dette. Dette betyr at representative utslippsvolumer med stor sannsynlighet gir et begrenset skadebilde og begrensede konsekvenser for fisk. Dette er også konsistent med de scenariebaserete beregningene for samme område utført med *critical body residue* metoden.

For utblåsninger med lengre varighet (14 og 50 døgn i scenario 7 og 8), er det stor forskjell på forventede effekter blant annet i forhold til lokalisering av utslippspunktet og resultatene viser at det kan bli størst konsekvenser ved et 50 døgns utslipp fra Nordland V. Her er det beregnet en

forventet tapsandel på 7,9 % av årsklasserekrutteringen for torsk og på 16,9 % for sild. Årsaken til de store konsekvensene ved langvarige sjøbunnsutslipp fra Nordland V er utslippsposisjonen, som medfører at oljen oppkonsentreres inn mot Vestfjorden og i stor grad vil eksponere fiskelarver som enten er gytt i området eller som kommer fra gyteområdene lengre sør.

### ***Konklusjon***

De mest sannsynlige uhellsutslippene vil føre til en begrenset konsekvens og risiko for fisk. For de uhellsutslippene hvor konsekvensen for fisk forventes å være stor er sannsynligheten svært lav.

## 10 REFERANSER

Backhaus, T. et al., 2003: The BEAM project: prediction and assessment of mixture toxicities in the aquatic environment. *Continental Shelf Research*, Vol. 23, pp. 1757-1769.

DNV 2008. Om miljørisiko på fiskebestander. DNV rapport nr 19538. Rev 01. Rapport for Oljeindustriens Landsforening. 2008.

DNV 2010. ULB - Oljedriftsmodellering; spredning av olje ved akuttutslipp til sjø. DNV rapport *in prep*. Olje og Energidepartementet.

French-MacCay, D.P., 2002: Development and Application of an oil toxicity and exposure model, OilToxEx. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 21, pp. 2080-2094

Hendriks, A.J, A. van der Linde, G. Cornelissen and D. T.H.M Sijm (2001): The power of size. 1. Rate constants and equilibrium ratios for accumulation of organic substances related to octanol-water partition ratio and species weight. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 20, pp. 1399-1420.

McCarty, L.S. and D. Mackay (1993): Enhancing Ecotoxicological Modeling and Assessment – Body Residues and Modes of Toxic Action. *Environmental Science and Technology*, Vol. 27, pp 1719-1728

OED, 2009. Oppdatering av grunnlagsstudier. Konsekvenser av petroleumsvirksomhet i helhetlig forvaltning for Barentshavet-Lofoten. Konkurransgrunnlag.

Proaktima 2010 – *in prep*

Ptil 2010. Oversikt over basisfrekvenser for uhellshendelser. Ptil dokument oversendt i epost av V. Kristiansen (Ptil) til Odd Willy Brude (DNV) den 15.01.2010.

SINTEF 2003. Utredning av helårs oljevirksomhet i området Lofoten-Barentshavet, uhellsutslipp av olje – konsekvenser i vannsøylen (ULB 7c). SINTEF , DNV, Alpha Miljørådgivning og HI. Sintef rapport STF66 F03028.



---

## **VEDLEGG**

### **1**

## **SAMMENSTILLING AV RESULTATER FRA STATISTISKE TAPBEREGNINGER**



RAPPORT FOR OLJE- OG ENERGIDEPARTEMENTET

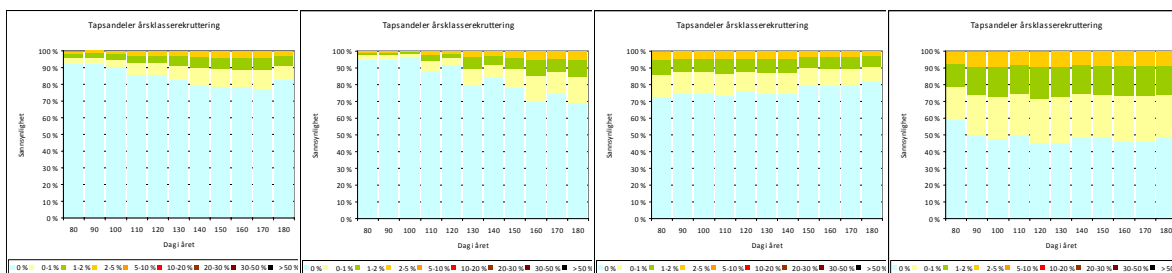
Petroleumsvirksomhet. Oppdatering av faglig grunnlag for forvaltningsplanen for Barentshavet og områdene utenfor Lofoten (HFB). Konsekvenser av akutt utslipp for fisk.

MANAGING RISK

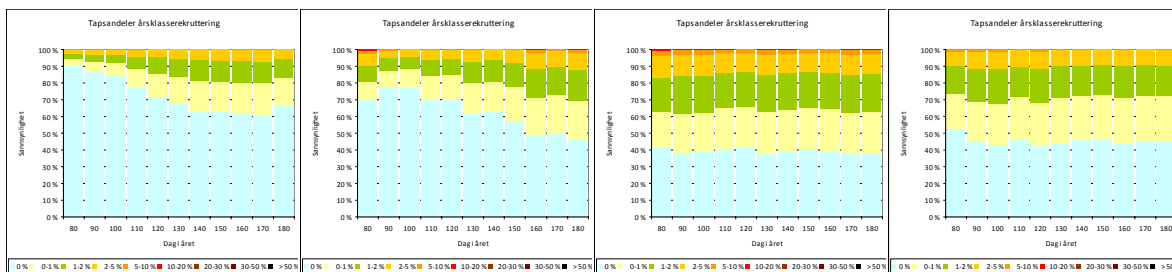
Torsk

S      NORDLAND V      NORDLAND VI      NORDLAND VII      TROMS II

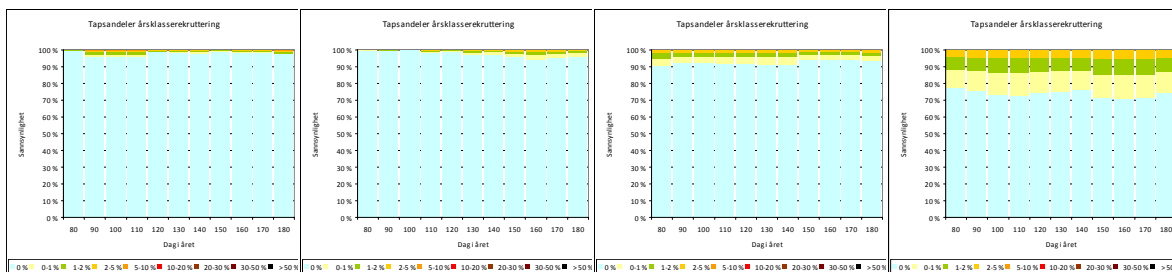
4S



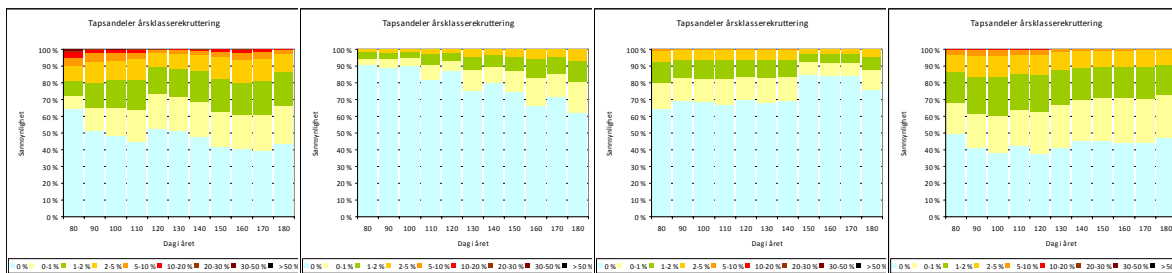
5S



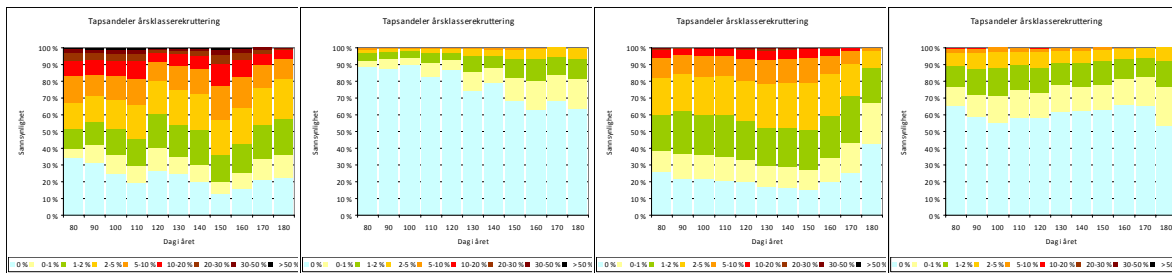
5T



7S



8S

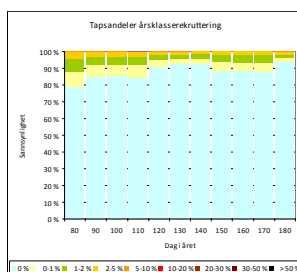


RAPPORT FOR OLJE- OG ENERGIDEPARTEMENTET

Petroleumsvirksomhet. Oppdatering av faglig grunnlag for forvaltningsplanen for Barentshavet og områdene utenfor Lofoten (HFB). Konsekvenser av akutt utslipp for fisk.

MANAGING RISK

9T



Sild

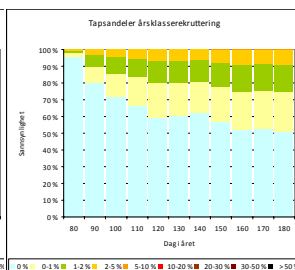
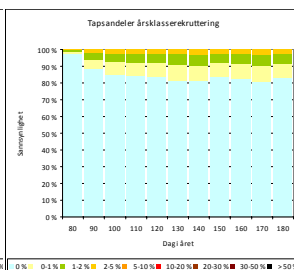
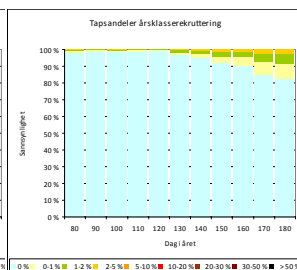
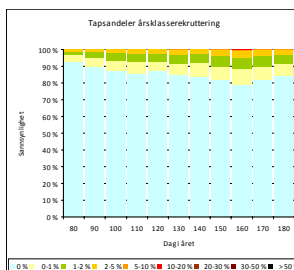
NORDLAND V

NORDLAND VI

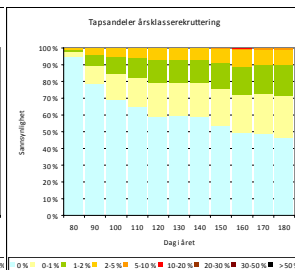
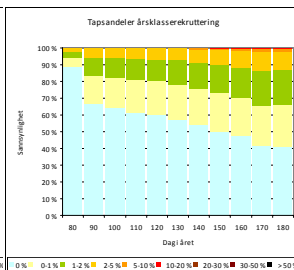
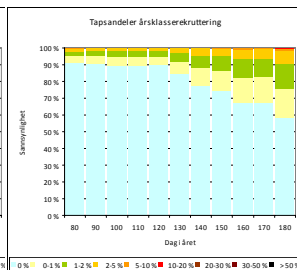
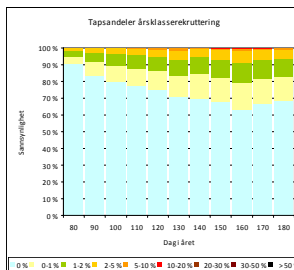
NORDLAND VII

TROMS II

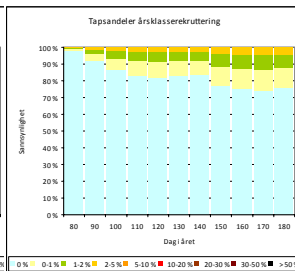
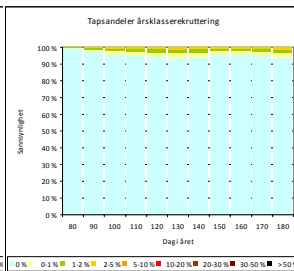
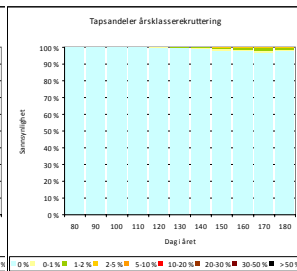
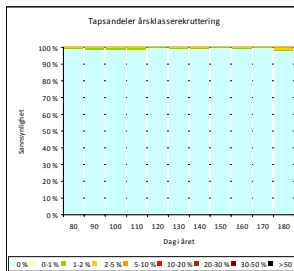
4S



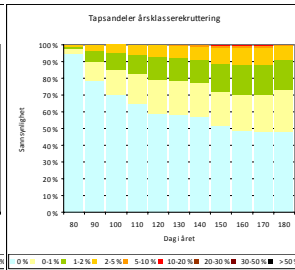
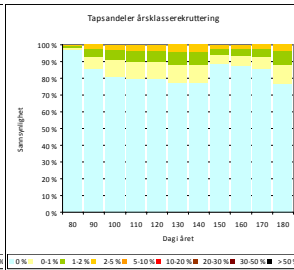
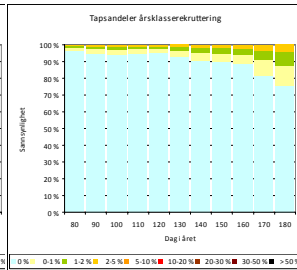
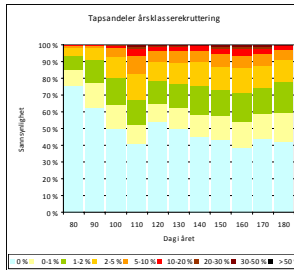
5S



5T



7S



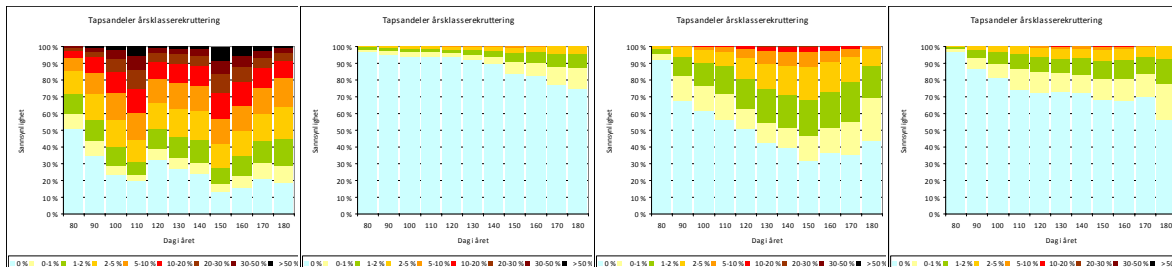


RAPPORT FOR OLJE- OG ENERGIDEPARTEMENTET

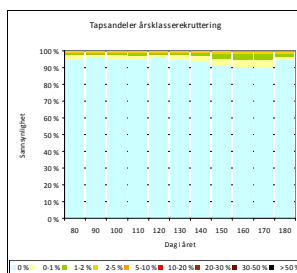
Petroleumsvirksomhet. Oppdatering av faglig grunnlag for forvaltningsplanen for Barentshavet og områdene utenfor Lofoten (HFB). Konsekvenser av akutt utslipp for fisk.

MANAGING RISK

8S



9T



- o0o -



## **APPENDIX**

---

### **2**

## **EFFEKTGRENSER FOR TORSK OG SILD**



PAH-fraksjon og akutt-toksisk potensiale. Troll B råolje er også benyttet i en serie med giftighetsstudier med dispergert olje og vannløselig fraksjon og torskelarver samt raudåte (*Calanus finmarchicus*).

## 2 GENERELT OM RÅOLJE I SJØVANN

Råolje er en svært kompleks blanding av en lang rekke forskjellige klasser av organiske forbindelser, fra enkle hydrokarboner til større multifunksjonelle forbindelser. Den kjemiske sammensetningen av råoljer varierer mye, og de fysiske, kjemiske og toksikologiske egenskapene til råoljer er bestemt av denne sammensetningen. En andel av oljen er løselig i vann, og den vannløselige fraksjonen inneholder en fordeling fra svært vannløselige oljeforbindelser (f.eks. BTEX (benzen, toluen, ethylbenzene, xylen), lavmolekylære hydrokarboner, fenoler og organiske syrer) til tyngre vannløselige oljeforbindelser (f.eks. tyngre PAH og større hydrokarboner). Sammensetningen av den vannløselige fraksjon av olje er altså avhengig av den kjemiske sammensetningen til råolje, men også av de fysiske prosessene hvordan oljen er i kontakt med vann. Disse prosessene kan oppsummeres i;

- Finfordeling av olje i vannmassene (dispergering – vil gi økt kontaktflate mellom olje og vann)
- Emulsjonsdannelse (opptak av vann i oljen)
- Fordeling av vannløselige forbindelser mellom olje- og vannfasen
- Bakteriell nedbrytning

Lette forbindelser i overflateolje vil i tillegg være gjenstand for avdamping.

Dette er dynamiske prosesser som til sammen påvirker oljens kjemiske sammensetning (og dermed de fysiske/kjemiske egenskapene) bidrar forvitring av oljen. Ved fortykning vil oljen i stadig større grad løse seg i vannet. Dette skjer helt til oljen i vesentlig grad er tømt for vannløselige komponenter. De komponentene som løses raskest er små molekyler og molekyler med funksjonalitet (dobbelbindinger, aromatisitet og polare grupper). Ved høye fortykninger av olje i vann vil reservoaret av disse komponentene i oljen etter hvert bli tømt og tyngre komponenter vil etter hvert løses i større grad. Et eksempel på tyngre komponenter er polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). PAH-fraksjonen i oljedråpene vil også etter hvert utarmes og det skjer et skifte der hoveddelen av PAH går over fra å være hovedsakelig i oljen til å være hovedsakelig i vannfasen.

Både overflate- og undervannsutslipp av olje vil gi opphav til finfordelte oljedråper i vannmassene (dispergert olje). Hvor stor del av oljen som dispergerer i vannmassene avhenger av oljetype, utslippskarakteristikk og værforhold. Disse oljedråpene vil, med de samme prosesser som for overflateolje, være gjenstand for forvitring. Findispergert olje har et betydelig høyere grenseflateareal sammenliknet med overflateolje, og vannløselige forbindelser vil betydelig raskere løses i vannmassene. Videre skjebne til oljedråpene avhenger av omgivelsene, og de vil være gjenstand for adsorpsjon til partikulært materiale i vannmassene (mineralske partikler, alger etc), adsorpsjon til havbunn og biodegradering. Via disse prosessene vil dispergert olje til slutt ende opp i sedimenter, hvor konsentrasjon i sedimenter og geografisk utbredelse bestemmes ut fra oljens egenskaper, geografisk beliggenhet (topografi og havbunnstype), utslippskarakteristikk, værforhold og mengde organisk og uorganisk materiale i vannmassene. Overflateolje som ikke brytes ned vil til slutt kunne strande eller ende opp på havbunnen.

I forhold til giftighet, er biotilgjengelighet av olje og oljeforbindelser en avgjørende faktor. Oljen eller oljeforbindelsene må kunne eksponere dyret på en slik måte at skade oppstå. Spesielt overfor akutt giftighet er det de raskeste prosessene som er med på å påvirke og endre biotilgjengelighet av oljen, f.eks. vil en olje som inneholder en stor andel vannløselige forbindelser ha en høyere akutt giftighet enn den samme oljen på et senere tidspunkt, hvor mesteparten av de vannløselige forbindelsene er borte pga forvitningsprosesser.

### 3 PARAMETRE SOM BENYTTES FOR Å ANGI GIFTIGHET AV OLJE.

Giftighet av olje blir angitt på mange forskjellige måter og dette er en kilde til betydelig forvirring også blant fagfolk. Mange av angivelsene er basert på tilgjengelig analysemetodikk (selektiv analyse av enkelte komponentgrupper hvor tilstedeværelsen av andre komponenter blir ignorert) og det finnes ingen enhetlig bruk av betegnelser. For at angitte konsentrasjonsverdier skal kunne ha overføringsverdi kreves det derfor relativt omfattende tilleggsopplysninger om for eksempel analysemetodikk, deteksjonsgrenser og spesifisitet på analysene.

Vanlig brukte angivelser av oljekonsentrasjoner er:

- 1) Basert på spesifikk giftighet angitt som effektkonsentrasjon ( $EC_{50}$ ) eller letal konsentrasjon ( $LC_{50}$ )
  - a. **Nominell loading.** Angir tilsatt oljemengde i et gitt volum vann. Dette sier ingenting om biotilgjengelig fraksjon av oljen, og er ikke egnet til å sammenligne forskjellige typer olje og forvitningsgrader. Svært liten overføringsverdi på data uten tilleggsopplysninger.
  - b. **Total konsentrasjon av hydrokarbon (THC)** angir den totalemengden målt hydrokarbon i vannfase. Er normalt ment å angi summen av alle oljekomponenter i vannfasen. Angir konsentrasjon i vannløselig fraksjon (WSF) dersom det ikke er oljedråper til stede og WSF + dispergert olje dersom det er oljedråper til stede.
  - c. **Total petroleum hydrokarbon (TPH).** Brukes ofte synonymt med THC, men kan også angi fraksjoner av oljen
  - d. **Total PAH-konsentrasjon (TPAH)** eller sum PAH ( $\Sigma PAH$ ). Angir den totale mengden PAH i en vannprøve både for WSF og dispergert olje. Hvilke PAH som er inkludert kan variere og dette påvirker LC/EC verdien.
- 2) Angitt relativt til løseligheten til oljen (vannløselig fraksjon)
  - a. **Toxic unit (TU)** (Bobra *et al.* 1983 ; DiToro *et al.* 2007) Angir potensiell giftighet av et stoff eller en blanding. For vannbaserte løsninger angir TU forholdet mellom vannkonsentrasjon  $C_w$  og en kritisk konsentrasjon  $C_w^*$ :
 
$$TU = C_w / C_w^*$$
 For eksempel hvis den kritiske konsentrasjonen er  $LC_{50}$ , da er  $TU = C_w / LC_{50}$
  - b. **Hazard index (HI)** er summen av Hazard quotient (HQ) for enkeltkomponenter som inngår i en blanding. Ideelt bør HQ beregnes på grunnlag av komponenter som har samme virkningsmekanisme. Summerte verdier under 1 indikerer at skade er usannsynlig, mens for verdier større enn 1 øker sannsynlighet for skade med Økende HQ
    - **Hazard quotient** er forholdet mellom eksponering (estimert eller målt) og grenseverdien for giftighet for et enkeltstoff. Hvis dette

forholdet er større enn 1 kan stoffet i enkelte tilfeller gi skade på organismen. Normalt kreves det store verdier for at skade skal oppstå. En verdi under 1 indikerer at det er usannsynlig at skade oppstår

I fortsetningen er følgende angivelser benyttet for å angi LC/EC50-verdier:

- **THC dispersjon  $THC_D$** : Total mengde hydrokarbon per liter inkluderer både dispergert olje og løste komponenter. Omfatter også ukarakterisert del av oljen (unresolved complex matrix – UCM)
- **THC vannløselig fraksjon  $THC_V$** : Angir mengde løste oljekomponenter inklusiv UCM
- **TPAH** Total mengde PAH inklusiv naftalener (se Tab. 1).

Forholdet mellom disse verdiene avhenger av oljetype og graden av forvitring. For å kunne utnytte eksisterende datagrunnlag er det nedenfor utarbeidet en nøkkel som gjør det mulig å estimere alle størrelsene ut fra angivelse av en av verdiene, og relateres til simulerte vannkonsentrasjoner av Balder råolje.

*Tabell 1. Oljekomponenter som inngår i gruppen TPAH*

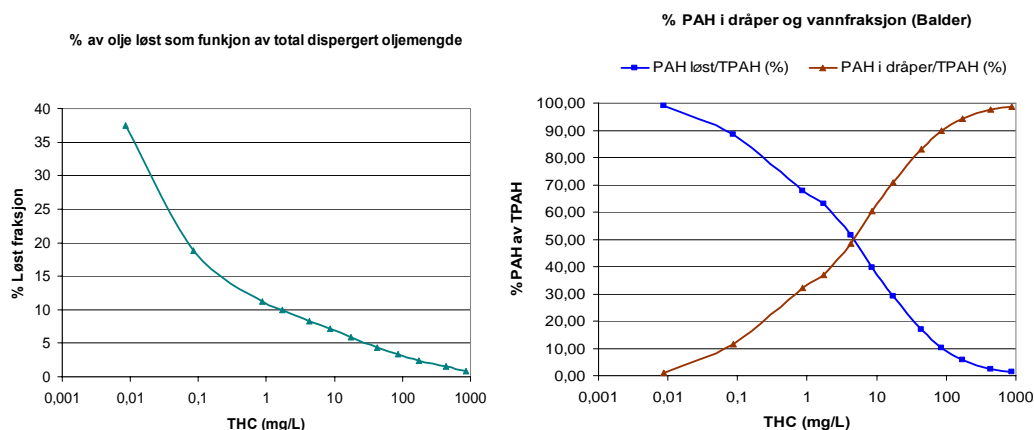
Komponentgruppe (OSCAR)	Komponent	Log $K_{ow}$	
Naphthalene 1	Naphthalene	3.3	
	C1-naphthalenes	3.87	
Naphthalene 2	C2-naphthalenes	4.37	
	C3-naphthalenes	4.81	
PAH 1	Benzo(b)thiophene	3.12	
	C1-benzo(b)thiophenes	3.54	
	C2-benzo(b)thiophenes	4.03	
	C3-benzo(b)thiophenes	4.57	
	C4-benzo(b)thiophenes	5.07	
	C4-naphthalenes	5.31	
	Biphenyl	3.98	
	Acenaphthylene	3.94	
	Acenaphthene	3.92	
	Dibenzofuran	4.12	
	Fluorene	4.18	
	C1-fluorenes	4.68	
	Phenanthrene	4.46	
	Anthracene	4.45	
	C1-phenanthrenes/anthracenes	5.07	
	Dibenzothiophene	4.38	
	C1-dibenzothiophenes	4.8	
	PAH 2	C2-fluorenes	4.68
		C3-fluorenes	5.18
C2-phenanthrenes/anthracenes		5.44	
C3-phenanthrenes/anthracenes		5.94	
C4-phenanthrenes/anthracenes		6.44	
C2-dibenzothiophenes		5.3	
C3-dibenzothiophenes		5.8	
C4-dibenzothiophenes		6.3	
Fluoranthene		5.16	
Pyrene		4.88	
C1-fluoranthenes/pyrenes		5.48	
C2-fluoranthenes/pyrenes		6.03	
C3-fluoranthenes/pyrenes		6.52	
Benz(a)anthracene		5.76	
Chrysene		5.81	
C1-chrysenes		6.07	
C2-chrysenes		6.56	
C3-chrysenes		7.05	
C4-chrysenes		7.54	
Benzo(b)fluoranthene		6.11	
Benzo(k)fluoranthene	6.11		

Benzo(e)pyrene	6.44
Benzo(a)pyrene	6.13
Perylene	6.25
Indeno(1,2,3-c,d)pyrene	6.7
Dibenz(a,h)anthracene	6.7
Benzo(g,h,i)perylene	6.63

## 4 ENDRINGER I SAMMENSETNING OG GIFTIGHET AV OLJE VED FORTYNNING

### 4.1 Endringer i sammensetning

Ved fortytning vil oljen i stadig større grad løse seg i vannet. Dette skjer helt til oljen i vesentlig grad er tømt for vannløselige komponenter. De komponentene som løses raskest er små molekyler og molekyler som har polare grupper. Ved høye fortytninger av olje i vann vil reservoaret av disse komponentene i oljen etter hvert bli tømt og tyngre komponenter vil etter hvert løses i større grad. Med tyngre komponenter menses i denne sammenhengen blant annet mange PAH-er. PAH-fraksjonen i oljedråpene vil også etter hvert utarmes og det skjer et skifte der hoveddelen av PAH går over fra å være hovedsakelig i oljen til å være hovedsakelig i vannfasen. Dette er viktig for biotilgjengeligheten av komponentene og den biotilgjengelige fraksjonen av PAH øker derfor med fortytning. Dette er illustrert i Figur 1 som viser teoretisk beregnet fordeling av PAH mellom olje og vannfase ved likevekt ved forskjellige oljemengder dispergert i vannfasen.



Figur 1. Teoretisk beregnede endringer av total oljemengde løst ved likevekt som funksjon av total oljekonsentrasjon og den tilsvarende fordelingen av PAH-fraksjonen mellom olje- og vannfase ved de samme konsentrasjonene. Beregningene er basert på fersk Balder råolje.

### 4.2 Endringer i giftighet

For å kunne vurdere giftighet av olje i et fortynningsfelt er det viktig å skille mellom to faktorer som påvirker giftigheten:

- a) Giftigheten til den faktiske sammensetningen av komponenter ofte angitt som spesifikk giftighet uttrykt for eksempel som  $LC_{50}$ . Dødelig konsentrasjon ( $LC_{50}$ ) eller effekt-konsentrasjon ( $EC_{50}$ ) avtar med økende giftighet.
- b) Den faktiske giftigheten til blandingen i den konsentrasjonen den forekommer.

Når oljeblandet vann fortynnes øker som regel den spesifikke giftigheten. Terskelverdien blir lavere og  $LC_{50}$  reduseres som en følge av en stadig større andel tunge og fettløselige komponenter.  $LC_{50}$  er et spesifikt mål på giftighet og relateres kun til sammensetningen av blandingen. Samtidig med at den spesifikke giftigheten øker, reduseres oftest den faktiske giftigheten av løsningen som en følge av fortynning, og at de gjenværende komponentene har lav løselighet i vann.

Ofte vil fortynningen av de vannløselige komponentene være tilstrekkelig til at  $LC_{50}$ -verdien for en kortvarig eksponering ikke overskrides. Stoffene blir fremdeles akkumulert i organismene, men i så lave doser at den akutte effekten målt som dødelighet uteblir.

## 5 KJENTE EFFEKTER AV OLJE

I all hovedsak kan akutte effekter av olje tilskrives upolar narkose. Mekanismen for narkose er uspesifikke effekter på cellemembraner (DiToro *et al.*, 2000). Det antas at upolare molekyler diffunderer inn i lipid-laget i cellemembraner og forstyrrer funksjonen til kroppscellene. Teorien for beregning av potensialet for narkose er velutviklet og knyttes til den samlede kroppskonsentrasjonen av upolare (fettløselige) stoffer (DiToro *et al.*, 2000; French-McCay, 2002; Swartz, 1995). Død som følge av narkose observeres i kroppskonsentrasjoner av upolare komponenter i området 0,7 til 13 mmol/kg, med en vanlig brukt middelvei på 4,4 mmol/kg. Denne verdien kalles "kritisk kroppskonsentrasjon" (Critical Body Residue – CBR) og tilsvarer 50 % dødelighet (Lethal Concentration –  $LC_{50}$ ) av en gruppe organismer av en art. Giftigheten til enkeltstoffer bestemmes av evnen til å løse seg i fett som er indikert av stoffets oktanol:vannkoeffisient ( $K_{ow}$ ). Denne koeffisienten angir forholdet mellom konsentrasjon av et stoff i henholdsvis oktanol og vann ved likevekt mellom de to fasene. Fordelingen har sammenheng med stoffenes polaritet og antas å være proporsjonal med fettløseligheten til stoffet. I komplekse blandinger som råolje vil akuttgiftigheten til blandingen være summen av giftighetsbidraget fra alle komponenter som er løst i vannet. Akuttgiftigheten til vannløselige fraksjonen av olje ( $LC_{50}$ ) varierer som regel fra 0,2 – 5 mg/L THC. For ikke-filtrenede organismer antas den vannløselige fraksjonen å være den dominerende kilden til biologisk eksponering (Carls *et al.* 2008)

Effekter som opptrer ved konsentrasjoner som ikke gir dødelighet kalles subletale effekter og disse kan i varierende grad føre til nedsatt levedyktighet. Ofte vil selv lave eksponeringer mobilisere avgiftningssystemer som beskytter organismene mot skade. Denne avgiftningen har en beskyttende effekt samtidig som den har en kostnad i form av økt energiforbruk som i gitte tilfeller også kan gå ut over levedyktighet og overlevelse.

Tidlige stadier hos dyr er ofte vist å være ekstra sårbare for forurensning. Dette er også stadier som hos de fleste marine arter har en naturlig høy dødelighet. Sild, og spesielt torsk er eksempler på en strategi som går ut på å produsere et stort antall avkom for å kompensere for høy dødelighet i tidligstadiene. Spesielt antas evnen og muligheten til å finne føde ved slutten av plommesekk-

stadiet være kritisk for videre overlevelse. De larvene som mislykkes i denne fasen vil i løpet av kort tid gå til grunne. Andre effekter av olje som er beskrevet hos fiskelarver er knyttet til feilutvikling av hjerte og skjelettstukurer og økt frekvens av genskader. Disse effektene antas i hovedsak å være knyttet til PAH forbindelser av oljen og er mest framtrædende etter lengre tids kontinuerlig eksponering (Marty et al., 1997; Carls et al., 1999, 2005; Heintz et al., 1999, 2000; Kiparissis et al., 2003; Incardona et al., 2004, 2005; Rhodes et al., 2005; Farwell et al., 2006; Kocan *et al.* 1996)



## 6 ETABLERING AV NØKKEL FOR SAMMENLIGNING AV EC/LC<sub>50</sub>-VERDIER.

Bakgrunnen for utarbeidelsen av en nøkkel for å kunne sammenligne forskjellige angivelser av effektgrenser er delvis basert på tilgjengelige data og delvis på de behovene for inngangsdata som er i modellen for beregning av konsekvens for fiskelarver. Den nøkkelen som angis her har ikke generell gyldighet, men representerer Balder råolje og andre råoljer med lignende sammensetning og egenskaper.

**THC dispersjon (THC<sub>D</sub>):** Benyttes som utgangspunkt for overlappsanalysene. Vanlig mål for effekt av dispersjoner i forsøk (blant annet CROSEF metodikk ved generering av dispersjoner)

**THC vannløselig fraksjon (THC<sub>V</sub>):** Vannløselig fraksjon er generelt antatt å være hovedkilden til bioakkumulering og giftighet og er utgangspunktet for beregning av kroppskonsentrasjon (Body residue – BR) i OSCAR-simuleringene med biologiske partikler. THC<sub>V</sub> ved likevekt er knyttet til THC<sub>D</sub> gjennom den enkelte oljes innhold og sammensetning av vannløselige komponenter.

**Total PAH-konsentrasjon (TPAH):** Er den vanligste måten å angi grenseverdier for spesifikke virkninger eller langtidsvirkninger av oljekomponenter Disse effektene antas i hovedsak å være forårsaket av PAH forbindelser. PAH-konsentrasjonen er knyttet til vannløselig fraksjon gjennom kjemisk sammensetning av denne fraksjonen (som igjen er styrt av oljens sammensetning og konsentrasjon). Den detaljerte komponetsammensetningen som er benyttet er vist i Tabell 1 og inkluderer i tillegg til ”ekte” PAH-er naftalener og benzothiofener.

Utgangspunktet for utarbeidelsen av forholdstall mellom de tre forskjellige parametrene overfor er innledende simuleringer som er gjort med Balder råolje. I disse simuleringene ble det definert et fast punkt midt i konsentrasjonsfeltet der modellert forhold mellom de tre størrelsene foran ble registrert over tid (en måling hver 6. time i 60 døgn). Ut fra denne serien ble medianverdier for forholdet mellom de tre størrelsene THC<sub>D</sub>, THC<sub>V</sub> og TPAH bestemt (Tabell 2). I praksis betyr dette at den forventede konsentrasjonen av henholdsvis vannløselig fraksjon og total oljefraksjon ved en TPAH-konsentrasjon på 1 µg/L er henholdsvis 5,96 µg/L og 151 µg/L (Tab. 3). Dette gjelder for oljekonsentrasjoner i området rundt grenseverdier for effekt og vil i tråd med diskusjonen tidligere antas å være forskjellig ved høyere oljekonsentrasjoner og for oljetyper med andre egenskaper.

Tabell 2. Forholdstall mellom totalkonsentrasjon av dispersjon (THC<sub>D</sub>), løst fraksjon **THC<sub>V</sub>** og PAH (**TPAH**) registrert gjennom 60 døgn i et fast punkt i konsentrasjonsfeltet nedstrøms en simulert utblåsning av Balder råolje. Verdier med THC<sub>D</sub> under 2 µg/L er ekskludert.

	<b>THC<sub>V</sub></b> <b>THC<sub>D</sub></b>	<b>TPAH</b> <b>THC<sub>D</sub></b>	<b>TPAH</b> <b>THC<sub>V</sub></b>
<b>Median</b>	0,0359	0,0067	0,1676
<b>SE</b>	0,0028	0,0006	0,0086
<b>N</b>	95	95	95

Tabell 3. Omregningsfaktorer for Balder råolje ved høye fortynninger

TPAH	THC <sub>v</sub>	THC <sub>D</sub>
1	5,96	151
0,168	1	27,9
0,00665	0,0359	1

Den dispergerte andelen av oljen vil variere med oljens egenskaper og energi i overflatelaget (bølgehøyde, turbulens). De fleste data tyder på at oljedråpene primært er en kilde til vannløselig fraksjon og for øvrig har begrenset effekt på ikkefiltrerende organismer i vannsøylen. Sammensetningen av den vannløselige fraksjonen vil derimot være styrende for giftigheten av oljen. Mye av den tilgjengelige litteraturen relaterer giftighet til PAH-fraksjonen, og det er derfor viktig at det er noenlunde samsvar mellom observerte og modellerte verdier for forholdet mellom denne PAH-fraksjonen og de andre vannløselige komponentene i simuleringene. I resultatene fra simuleringene (Tab. 2) utgjør den totale PAH-konsentrasjonen (TPAH) i snitt 16,8% av den totale vannløselige fraksjonen. Tabell 4 viser analysedata for vannløselig fraksjon av et utvalg av forvitrede oljer i bandingsforhold 1:10000. Dette blandingsforholdet er lavere enn de reelle konsentrasjonene i simuleringene og dette vil bidra til noe lavere utløsningsprosent av PAH enn ved de konsentrasjonene det opereres med i simuleringene. Det er imidlertid godt samsvar mellom andelen PAH i simuleringene og i reelle vannløselige fraksjoner av moderat forvitrede oljer (henholdsvis 16,8 og 14,3 %).

Tabell 4. Andel PAH i vannløselig fraksjon av et utvalg forvitrede råoljer (200°C residue) med blandingsforhold 1:10000 (SINTEF: diverse kilder) SE = standard feil.

	WSF µg/L	% av Total WSF konsentrasjon		
		Sum 2-3 ring PAH	Sum 4-6 ring PAH	TPAH
Grane 250+	636	9,45	1,75	11,20
Skarv 200+	1430	11,65	1,30	12,95
Ormen Lange 200+	982	6,78	0,26	7,03
Prezioso 250+	531	8,90	1,35	10,26
Bouri 250+	346	17,45	3,85	21,31
Aquila 250+	585	20,35	3,78	24,13
Draugen 200+	594	13,26	1,54	14,80
Kvitebjørn 200+	1522	11,21	1,55	12,75
	<b>Gj. snitt</b>	<b>12,38</b>	<b>1,92</b>	<b>14,30</b>
	<b>SE</b>	<b>1,60</b>	<b>0,44</b>	<b>2,02</b>

## 7 KRITERIER FOR GRUNNLAGSDATA OG RELEVANTE ARBEIDER

Kriterier for data som er benyttet:

- Realistiske fortynninger (olje:vann-forhold)
- Størst vekt på data med testet på moderat forvitret olje
- Tilstrekkelig kjemiske analyser
  - o Analysert konsentrasjon av total hydrokarbon eller detaljert analyse av vannfase under eksponering som gir indikasjon på forvitningsgrad og/eller kjemisk sammensetning av vannfase.
  - o TPAH der det er angitt hvilke PAH som er inkludert.
- Stort sett data fra fisk er benyttet, hovedvekt på eksponering av egg og larver
- Detaljert forsøksbeskrivelse

Alle data som en angitt kun på basis av nominell mengde tilsatt olje (loading) er ekskludert. Nedenfor er noen relevante og representative artikler referert og kommentert.

## 8 RELEVANTE PUBLIKASJONER MED EFFEKT RELATERT TIL TPAH

### 8.1 Neff et al. 2000; Effects of weathering on toxicity of three offshore Australian crude oils and a diesel fuel to marine animals

Neff *et al.* (1999) undersøkte 3 forskjellige oljer og en diesel med forskjellig forvitningsgrad (150 -250°C+ residue). Forsøkene ble gjennomført på ung og voksen fisk og LC<sub>50</sub>-verdiene varierte fra 2-1080 µg/L TPAH (Tab. 5). Eksponeringsløsningene ble laget ved CROSERF-metodikk (Singer et al. 2000; 2001) med sakte omrøring i en falske tilsatt olje på overflaten. Den resulterende vannløselige fraksjonen ble deretter fortynnet. Det ble benyttet høye olje:vann forhold på 1:350 (28g olje/L) og dette vi påvirke sammensetningen av vannfraksjonen. Kjemisk sammensetning er godt beskrevet, men det høye olje:vann forholdet som ble benyttet gjør resultatene vanskelig å relatere til lavkonsentrerte dispersjoner.

Tabell 5. Resultater fra Neff 2000. Testmedium generert med CROSERF low energy stirring og olje:vann forhold på 1:350 (28g olje/L). MAH= monoaromatiske hydrokarboner

Olje	Art	LC50 (µg/L TPAH)	kommentar
Fresh Wonnich	Clownfish	160	* mye MAH
Fresh Wonnich	Silverside minnow	140	* mye MAH
Wonnich 150°C+	Clownfish	940	
Wonnich 150°C+	Silverside minnow	1080	
Wonnich 200° C+	Clownfish	1060	
Fresh Campbell	Clownfish	70	* mye MAH
Fresh Campbell	Silverside minnow	70	* mye MAH
Campbell 150°C+	Clownfish	420	* mye MAH
Campbell 150°C+	Silverside minnow	50	* mye MAH
Campbell 200° C+	Clownfish	220	
Campbell 200° C+	Silverside minnow	200	

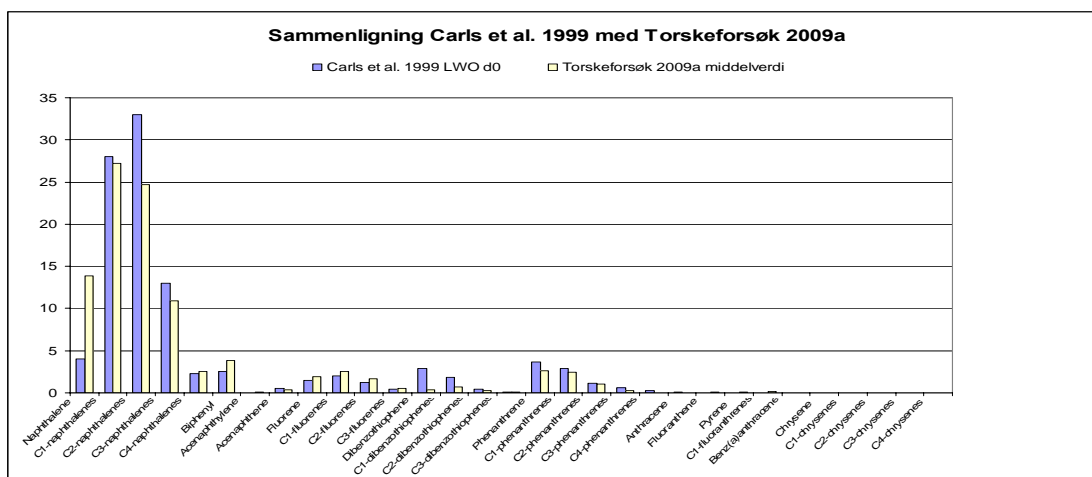
Fresh Agincourt	Silverside minnow	2	
Fresh diesel	Silverside minnow	90	
Diesel 200°C+	Silverside minnow	90	
Diesel 250° C+	Silverside minnow	200	

Clownfish = *Amphiprion clarkii* , Silverside minnow = *Menidia beryllina*

## 8.2 Carls *et al.* 1999; Sensitivity of fish embryos to weathered crude oil: Part I. Low-level exposure during incubation causes malformations, genetic damage, and mortality in larval Pacific herring (*Clupea pallasii*)

Dette er et grundig arbeid som er representativt for en serie av artikler i kjølvannet av ExxonValdez ulykken som har beskrevet effekter på utvikling av fiskelarver i konsentrasjonsområdet 1-5 µg/L TPAH (Marty *et al.*, 1997; Carls *et al.*, 2005; 2008; Heintz *et al.*, 1999, 2000). Hoveddelen av dette arbeidet er basert på simulert eksponering av fiskeegg i og på bunnsediment og alle data er ikke direkte relevant for eksponering i vannsøylen. Carls *et al.* (1999) benyttet forvitret ExxonValdez olje (EVO = Prudhoe Bay crude oil) som utgangspunkt for eksponeringen. Sammensetningen av PAH i en av kvalitetene (lite forvitret – LWO) som er testet er svært Troll B 200+ residue som ble benyttet i forsøk med Torskelarver ved SINTEF (Fig. 2). Det antas derfor at denne kvaliteten er lik relevante kvaliteter av Balder råolje (se Tab. 9). I forsøkene til Carls *et al.* 1999 ble det også benyttet en sterkt forvitret olje som var ment å simulere olje som var forvitret flere måneder i sediment. De kjemiske analysene viser at WSF av denne oljen hovedsakelig består av tunge PAH. Det ansees som usannsynlig at denne forvittringsgraden kan eksistere løst i målbare konsentrasjoner i de frie vannmassene på grunn av fortynningsprosessene. Forsøkene til Carls *et al.* og andre tilsvarende forsøk er nesten utelukkende utført på eggstadiet til sild og laks. I mangel av relevante data benyttes resultatene fra den moderat forvitrede oljen (Fig. 2) som grunnlag for å anslå effektgrense på det pelagiske stadiet av stillehavssild (*Cuplea pallasii*). Tilsvarende antas dataene fra stillehavssild å være representativ for nordatlantisk sild.

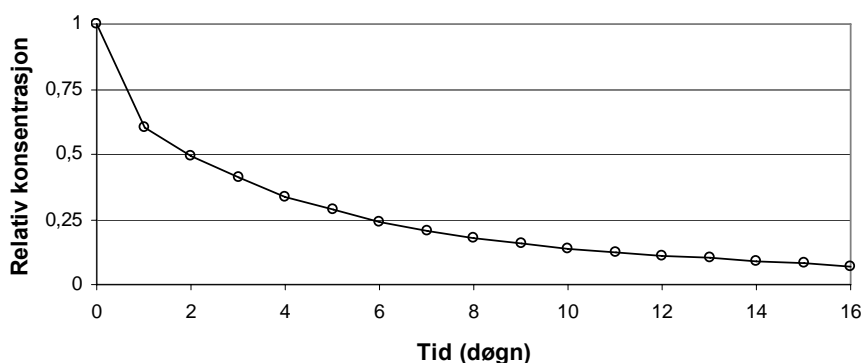
I likhet med en rekke av de arbeidene som er gjort i etterkant av Exxon Valdez- ulykken er det diskusjon om kring relevans og metodikk knyttet til dette arbeidet. Brannon *et al.* (2006) har i en tilsvarende publikasjon der forsøkene til Carls *et al.* (1999) ble repetert operert med langt høyere effektgrenser. Dette skyldes i hovedsak at det i det sistnevnte forsøket ble benyttet total oljekonsentrasjon som mål på effekt. Dette er behandlet i detalj i en senere publikasjon av Carls *et al.* (2008a) der det blir dette behandlet i detalj og der det er vist at resultater til Brannon *et al.* (2006) i hovedsak bekrefter funnene i Carls *et al.* (1999)



Figur 2. Opprinnelig sammensetning av PAH-fraksjonen i WSF av Exxon Valdez olje (EVO) oljen med lavest forvitningsgrad (LWO) benyttet i forsøkene til Carls et al. 1999 og eksponeringsløsning basert på Troll B 200°C residue som er benyttet i forsøk med torskelarver ved SINTEF.

I forsøkene til Carls et al. (1999) ble konsentrasjon angitt som initiell konsentrasjon. Ca 90% reduksjon i TPAH gjennom forsøksperioden. Betydelig forvitring i forsøksperioden. Giftighetsbidrag beregnet som akutt giftighet dominert av alkylerte naftalener i starten og av alkylerte fenantrener ved slutten av eksponeringen (tredobling av spesifikk akutt giftighet). EC<sub>50</sub> angitt som initiell konsentrasjon for LWO ble observert i området 18 – 53 ppb TPAH (Tabell 6.). Eksponeringsregimet som ble benyttet i dette tilfellet gav en betydelig nedgang i konsentrasjon over tid (Fig. 3). Den gjennomsnittlige eksponeringen de første 4 døgnene var i underkant av 50 % av initiell konsentrasjon. For hel serien på 16 døgn var gjennomsnittlig konsentrasjon ca 20 % av initiell konsentrasjon dvs. i området 3,6-10,6 ppb. Effektgrensene fra den sterkt forvitrede oljen er i størrelsesorden 2 dekaner lavere enn for den moderat forvitrede oljen (LWO). Som nevnt tidligere anses denne forvitningsgraden ikke å være relevant for eksponering i vannsøylen.

Eksponeringsprofil fra Carls et al. 1999.



Figur 3. Endring i konsentrasjon over tid i forsøkene til Carls et al. (1999). Data hentet fra originalpublikasjonen.

Tabell 6. Oppsummering av resultater fra eksponering av sildeegg klippet fra Carls et al. 1999.

Table 1. Median concentrations (EC50) of TPAH in less weathered (LWO) and more weathered (MWO) experiments\*

Response	LWO				MWO			
	LOEC	EC50	SE	n	LOEC	EC50	SE	n
Death								
Egg	34.3	53.3	3.6	9	7.61	NC	NC	0
Larvae	34.3	NC	NC	0	0.72	NC	NC	0
Abnormalities								
Skeletal	—	—	—	—	0.72	0.27	0.06	6
Spinal	34.3	33.5	3.1	13	0.72	3.60	0.55	17
Craniofacial	—	—	—	—	0.72	0.33	0.05	7
Finfold	—	—	—	—	0.72	0.36	0.07	5
Yolk sac edema	9.1	19.6	1.6	3	0.41	0.77	0.16	13
Yolk sac edema (blind)	—	—	—	—	0.41	0.43	0.08	9
Pericardial edema	34.3	NC	NC	0	0.72	3.53	0.45	12
Developmental rate								
Small jaw	34.3	22.3	1.4	2	0.41	1.00	0.21	13
Absence of fin rays	—	—	—	—	0.41	0.53	0.05	4
Genetic								
Anaphase aberration	—	—	—	—	0.72	NC	NC	0
Behavioral								
Effective swimmers	34.3	18.4	1.1	15	0.72	2.44	0.29	21

\* SE, standard error; n, number of calculable observations; NC, not calculable; —, not tested. Lowest observed effective concentrations (LOEC) were determined by analysis of variance (with 15 or 21 observations per treatment in LWO and MWO, respectively).

## 9 PUBLIKASJONER MED EFFEKT RELATERT TIL THC

### 9.1 Kochan et al. 1996. Pacific herring (*Clupea pallasii*) embryo sensitivity to Prudhoe Bay petroleum hydrocarbons: laboratory evaluation and in situ exposure at oiled and unoiled sites in Prince William Sound.

Kochan et al (1996) beskriver en serie med forsøk med ExxonValdez råolje (EVO=Prudhoe Bay crude oil) der effekter relatert til THC i forsøk med egg stillehavssild (*Clupea pallasii*). Eksponering ble utført via vannfasen med fersk med utgangspunkt i ferk olje. Ved eksponering for dispersjoner ble det funnet en signifikant økning i deformiteter etter klekking ned mot ved  $\mu\text{g/L}$  ( $\text{THC}_D$ ) med en  $\text{EC}_{50}$  på  $430 \mu\text{g/L}$   $\text{THCD}$ . Tilsvarende ble det observert en signifikant økning i genskader over  $240 \mu\text{g/L}$   $\text{THC}_D$

### 9.2 Sensitivitetskurver basert på forsøk med CROSERF -metodik

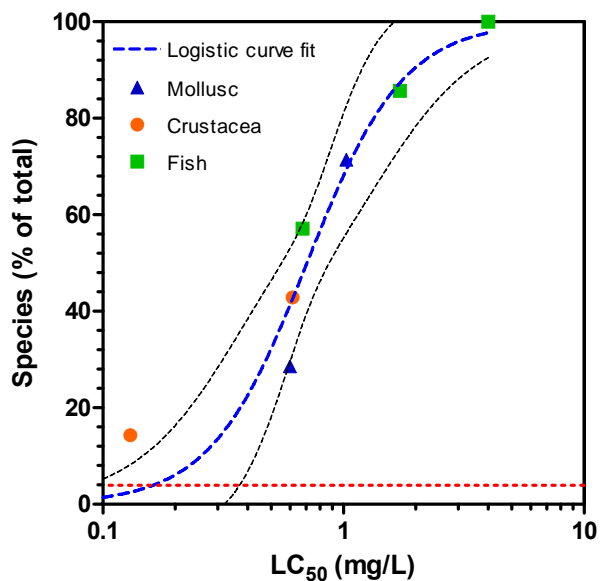
Disse resultatene er framkommet ved å gå gjennom publikasjoner siden 1989 der det har blitt benyttet CROSERF-metodik (Singer et al. 2000; 2001) for å lage dispersjoner. Kun data som hadde tilstrekkelig opplysninger om kjemisk sammensetning av eksponeringsløsning er benyttet. Hovedandelen av rapporterte forsøk ble ekskludert på grunn av manglende data og derfor liten overføringsverdi. Resultatene er oppsummert i Tabell 7 og Figur 4. Verdiene som er lagt til grunn for beregningene er vist i Tabell 8.

Generelt for den benyttede CROSERF-metodikken er at det dannes dispersjoner ved kraftig omrøring før løsningen settes til settling i 6 timer. Både dråpegenereringen og graden av settling

er avhengig av egenskapene til oljen. Settlingprosessen gjør at det finnes en varierende og relativt liten andel dråper i eksponeringsmediet. Resultatene gjenspeiler derfor i varierende grad av dispersjon og kan være vanskelig å relatere til naturlige dispersjoner i sjøen.

Tabell 7. Oppsummering  $LC_{50}$  for frittstående arter eksponert for dispersjoner av råolje (Metode for dannelse av dispersjon: CROSERF "fast stirring") Tre dyregruyper er representert  
<sup>1</sup>Mollusker <sup>2</sup>krepsdyr <sup>3</sup>fisk

Art	Geometrisk middelvei $LC_{50}$ (mg/L)	Antall $LC_{50}$ - verdier (N)
<i>Crassostrea gigas</i> <sup>1</sup> (Stillehavssøsters)	0.599	3
<i>Octopus pallidus</i> <sup>1</sup>	1.027	4
<i>Mysodopsis bahia</i> <sup>2</sup>	0.614	12
<i>Holmesimysis costata</i> <sup>2</sup>	0.130	2
<i>Cyprinodon variegatus</i> <sup>3</sup>	4.000	1
<i>Scophthalmus maximus</i> (Piggvar) <sup>3</sup>	0.695	3
<i>Menidia beryllina</i> <sup>3</sup>	1.715	14



Figur 4. Plott som viser "Species distribution curve" (SSD) for WAF generert med CROSERF "fast stirring" metode. Baset på LC<sub>50</sub> fra kontinuerlig akutt eksponering (24 - 96 timer) plottet som geometrisk middel av LC<sub>50</sub>-verdierene for hver enkelt art (Clark, 2001; Fuller, 2001; Long, 2002; Pace, 1993; Rhoton, 2001; Wetzel, 2001) Blå stiplet linje indikerer logistisk kurvetilpasning for dataene ( $R^2=0,95$ ) og stiplede svarte linjer indikerer 95% konfidensintervall (fra Nordtug og Johansen 2007) Grenseverdier 5% nivå på SSD-kurve: 223  $\mu\text{g/L}$  og 50% nivå på SSD-kurve: 705  $\mu\text{g/L}$



Tabell 8. Oppsummering av data benyttet for å beregne "species sensitivity distribution" (SSD) for oljedispersjoner. Informasjonen er hentet fra rapporten "Oil Spill Dispersants: Efficacy and effects" (National Research Council of the National Academies, 2005), Tabell 5-6 side 232. Verdier og metodikk er verifisert etter gjennomgang av originale publikasjoner. Verdiene i ruter markert med blått er benyttet i beregningene.

Species	Oil type	Type of exposure	Endpoint	Oil treatment Effect Conc. (LC50) mg/L	Chem. dispersed Oil Effect Conc. (LC50) mg/L	Concentration estimate	Reference
<b>MOLLUSCS</b>							
Crassostrea gigas (Pacific oyster)	Kuwait	Constant	larval mortality	NA	0.5	Initial TPH	Clark et al., 2001
Crassostrea gigas (Pacific oyster)	Kuwait	Constant	larval mortality	NA	0.81	Initial TPH	Clark et al., 2001
Crassostrea gigas (Pacific oyster)	Forties crude	Constant	larval mortality	>1.14	0.53	Initial TPH	Clark et al., 2001
Octopus pallidus (octopus)	BSC	Semi-static	hatchling mortality	0.51	3.11	Average TPH over 24 hr.	Long and Holdaway 2002
Octopus pallidus (octopus)	BSC	Semi-static	hatchling mortality	0.39	1.8	Average TPH over 24 hr.	Long and Holdaway 2002
<b>CRUSTACEANS</b>							
Mysodopsis bahia	Kuwait	Constant	mortality	0.63	0.65	Initial TPH	Clark et al., 2001
Mysodopsis bahia	Weathered Kuwait	Constant	mortality	NA	0.11	Initial TPH	Clark et al., 2001
Mysodopsis bahia	Forties crude		mortality	NA	0.42	Initial TPH	Clark et al., 2001
Mysodopsis bahia	Weathered AMC	Static (75%daily renewal) sealed	larval mortality	0.62* (0.56-0.67)	0.64*(0.64-0.65)	Initial TPH	Fuller and Bonner, 2001
Mysodopsis bahia	ANS	Continuous	larval mortality	2.61	1.4	Initial TPH	Rhoton et al. 2001
Mysodopsis bahia	VCO	Static (90%daily renewal) sealed	larval mortality	0.27* (0.15-0.40)	0.51*(0.50-0.53)	Average TPH	Wetzel and van Fleet.2001
Mysodopsis bahia	KCO	Static (daily renewal) sealed	mortality	0.78	0.98	Initial TPH	Pace et al., 1995
Holmesimysis costata	Kuwait	Constant	mortality	0.1	0.17	Initial TPH	Pace et al., 1995
<b>FISH</b>							
Cyprinodon variegatus	Weathered AMC	Static (75%daily renewal) sealed	larval mortality	4	>10.2	Initial TPH	Fuller and Bonner, 2001
Scophthalmus maxiumus (turbot)	Forties	Constant	mortality	0.35	0.44	Initial TPH	Clark et al., 2001
Menidia beryllina	Kuwait	Constant	mortality	0.97	0.55	Initial TPH	Clark et al., 2001
Menidia beryllina	Weathered Kuwait	Constant	mortality	0.14	1.09	Initial TPH	Clark et al., 2001
Menidia beryllina	Forties	Constant	mortality	NA	0.49	Initial TPH	Clark et al., 2001
Menidia beryllina	Weathered ALC	Static (75%daily renewal) sealed	larval mortality	5.20*(4.9-5.5)	2.00*(1.5-2.5)	Initial TPH	Fuller and Bonner, 2001
Menidia beryllina	ANS	Continuous	larval mortality	15.59	12.42	Initial TPH	Rhoton et al. 2001
Menidia beryllina	PBCO	Continuous	larval mortality	14.81	4.57	Initial TPH	Rhoton et al. 2001
Menidia beryllina	VCO	Static (90%daily renewal) sealed	larval mortality	<0.11	0.68	Average TPH	Wetzel and van Fleet.2001
Menidia beryllina	Weathered ANS	Continuous	larval mortality	0.79	0.65	Initial TPH	Rhoton et al. 2001
Scophthalmus maxiumus (turbot)	Forties	Constant	mortality	0.35	0.44	Initial TPH	Clark et al., 2001

\* verdier beregnet som middelvei av et definert spenn.

### 9.2.1 Upubliserte data på torskelarver eksponert for dispersjoner og vannløselige fraksjoner av forvitret Trollolje

Resultatene i det følgende er data som er under publisering, men ennå ikke trykket. Resultatene er framkommet under prosjektet “*Toxicity of acute oil discharges to cod larvae*

– *Relative contribution of oil droplets, water soluble fraction, and photosensitization*” finansiert av Forskningsrådet og et forprosjekt finansiert av Oljeindustriens Landsforening (OLF).

Oljen som er benyttet i forsøkene er Troll B som er svært lik Balder råolje med hensyn til løselighet og giftighet. Tabell 9 viser predikerte verdier for en rekke parametre i de to oljetypene. Resultatene fra eksponering i 4 døgn ved slutten av plommesekkstadiet (Tab.10 og 11, Figur 5) viser at effektgrenser i overkant av 2 µg/L TPAH for vekst og i området 3-9 µg/L TPAH for overlevelse (LC<sub>50</sub>).

*Tabell 9. Resultater fra likevektsberegninger for råoljene Balder og Troll B. Tabellen er basert på ferske råoljer og viser beregnede verdier for vannløselig fraksjon basert på likevekt ved forskjellige olje:vann-forhold (fortynning.) Tabellen viser at de to råoljene i hovedsak har like egenskaper med hensyn til utløsning av vannløselige komponenter PAH-fraksjon og beregnet akutt giftighet (forventet dødelighet i likevektsblandingen på grunn av narkose). Fortynningsgraden er variert fra 1000:1 til 10<sup>8</sup>:1.*

Balder Vann:olje	THC, mg/L	% dissolv,	THC <sub>v</sub> , (WSF) mg/L	% PAH WAF	% PAH droplets	PAH, mg/L <sup>a</sup>	LC50, mg/L	WAF/ LC50	% Lethal, <sup>b</sup>
1000	863	0,9	8,04	4,9	3,5	0,39	2,36	3,41	95,2
2000	431,5	1,5	6,26	6,1	3,5	0,38	2,05	3,05	93,5
5000	172,6	2,4	4,16	8,5	3,4	0,35	1,60	2,60	90,3
10 000	86,3	3,3	2,86	11	3,3	0,31	1,28	2,23	86,2
20 000	43,2	4,4	1,88	13,7	3,1	0,26	1,01	1,87	80,2
50 000	17,3	5,9	1,02	17,4	2,7	0,18	0,73	1,39	67,2
100 000	8,6	7,2	0,62	19,8	2,3	0,12	0,59	1,05	52,9
200 000	4,3	8,3	0,36	21,4	1,9	0,08	0,47	0,76	35,4
500 000	1,73	9,9	0,17	22,1	1,5	0,04	0,35	0,49	16,4
10 <sup>6</sup>	0,86	11,2	0,097	21,5	1,3	0,021	0,27	0,36	8,2
10 <sup>7</sup>	0,086	18,8	0,016	16,7	0,5	0,0027	0,12	0,14	0,30
10 <sup>8</sup>	0,0086	37,5	0,0032	9,31	0,06	0,0003	0,072	0,044	0,001

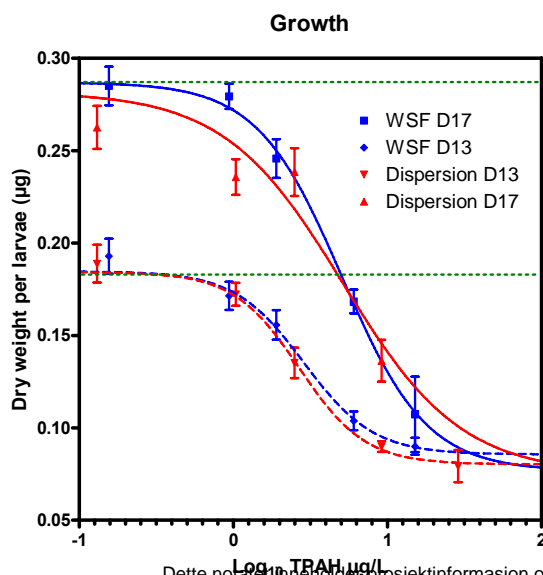
Troll Vann:olje	THC <sub>D</sub> , mg/L	% dissol,	THC <sub>v</sub> , (WSF) mg/L	% PAH WAF	% PAH droplets	PAH, mg/L	LC50, mg/L	WAF/ LC50	% Lethal,
1000	846	0,9	7,49	3,5	2	0,26	2,16	3,468	95,4
2000	423	1,4	6,03	4,2	2	0,25	1,95	3,092	93,7
5000	169,2	2,4	4,11	5,7	1,9	0,23	1,65	2,489	89,2
10 000	84,6	3,4	2,84	7,2	1,8	0,20	1,42	2,000	82,7
20 000	42,3	4,3	1,834	8,9	1,7	0,16	1,20	1,537	72,0
50 000	16,9	5,6	0,943	11,4	1,4	0,11	0,93	1,018	51,0
100 000	8,46	6,4	0,534	13,4	1,2	0,07	0,75	0,716	32,5
200 000	4,23	7	0,30	15,1	1	0,04	0,60	0,500	17,3
500 000	1,69	7,8	0,13	16,3	0,8	0,02	0,41	0,324	6,3
10 <sup>6</sup>	0,85	8,5	0,072	16,4	0,66	0,012	0,29	0,249	3,0
10 <sup>7</sup>	0,085	15,6	0,013	11,4	0,26	0,0015	0,099	0,133	0,30
10 <sup>8</sup>	0,0085	39,4	0,0033	5,02	0,04	0,00017	0,063	0,052	0,003

Tabell 10. Økning i dødelighet for torske larver eksponert i 4 døgn ved slutten av plommesekkstadiet dager etter klekking.

		Overlevelse relativt til kontroll: EC <sub>50</sub> (95% konfidensintervall), regresjonskoeffisient (R <sup>2</sup> ), antall individer (N).					
		Etter 4 døgn eksponering			Etter 4 døgn eksponering + 4 døgn recovery		
Forsøk	Eksposering	EC <sub>50</sub> (µg/L) TPAH	R <sup>2</sup>	N	EC <sub>50</sub> (µg/L) TPAH	R <sup>2</sup>	N
Nov 2008	WSF	19,9 (13,1-30,3)	0,96	4200	4,7 (1,3-16,6)	0,90	4200
	Dispersjon	7,4 (3,1-17,9)	0,92	4200	4,9 (2,5-9,6)	0,96	4200
Mai 2009	WSF	6,5 (5,3-7,9)	0,92	4600	5,9 (4,2-8,4)	0,83	4600
	Dispersjon	10,0 (8,9-11,3)	0,97	4600	9,4 (7,2-12,3)	0,91	4600

Tabell 11 Reduksjon i vekt for torske larver eksponert i 4 døgn ved slutten av plommesekkstadiet 8-12 dager etter klekking.

		Vekt relativt til kontroll: EC <sub>50</sub> (95% konfidensintervall), regresjonskoeffisient (R <sup>2</sup> ), antall individer (N).					
		Etter 4 døgn eksponering			Etter 4 døgn eksponering + 4 døgn recovery		
Forsøk	Eksposering	EC <sub>50</sub> (µg/L) TPAH	R <sup>2</sup>	N	EC <sub>50</sub> (µg/L) TPAH	R <sup>2</sup>	N
Nov 2008	WSF	1,9 (1,8-2,0)	0,98	126	2,8 (2,7-2,8)	1,00	254
	Dispersjon	3,5 (3,2-3,7)	1,00	126	5,5 (1,6-19)	0,88	254
Mai 2009	WSF	2,9 (2,7-3,0)	0,99	254	5,1 (4,9-5,2)	1,00	508
	Dispersjon	2,7 (2,6-2,8)	1,00	254	5,1 (2,8-9,3)	0,95	508



Figur 5. Eksempel på reduksjon av vekt relatert til totalkonsentrasjon av PAH ved eksponering av torske larver ved slutten av plommesekkstadiet (dag 8-13 etter klekking). Vekt registrert ved avslutning av eksponering (D13) og etter ytterligere 4 døgn i rent vann (D17).

### 9.3 Effektgrenser for Balder råolje.

Effektgrensen fastsatt hovedsakelig på basis av forsøk der det er tilgjengelig spesifikke analyser av PAH i forsøk der larver av sild eller torsk er eksponert for oljekomponenter i vann. Grenseverdiene for vannløselig fraksjon  $THC_V$  og dispersjon ( $THC_D$ ) er angitt i henhold til nøkkelen for forholdet mellom de tre størrelsene (se foran). Grenseverdier er angitt som  $EC_{50}$  – verdier og disse verdiene setter premissene for å beregne antatt terskelverdi for effekt (Tab. 12)

Tabell 12. Foreslåtte effektgrenser for Balder råolje på egg og larver av torsk og sild

<b>Grenseverdier <math>EC_{50}</math></b>		
TPAH $\mu\text{g/L}$	WSF ( $THC_V$ ) $\mu\text{g/L}$	Dispersjon ( $THC_D$ ) $\mu\text{g/L}$
2,5	15	375

Dersom det benyttes en dose responskurve med standardavvik på 0,2 vil grenseverdiene på 5 % nivå av dose/respons kurven bli:

<b>Terskelverdi <math>SD=0,2</math> Faktor = 2,1</b>		
TPAH $\mu\text{g/L}$	WSF $\mu\text{g/L}$	THC $\mu\text{g/L}$
1,19	7,14	179

Dersom det benyttes en dose responskurve med standardavvik på 0,32 vil grenseverdiene på 5 % nivå av dose/respons kurven bli:

<b>Terskelverdi <math>SD=0,32^*</math>, Faktor = 3,4</b>		
TPAH $\mu\text{g/L}$	WSF $\mu\text{g/L}$	THC $\mu\text{g/L}$
0,74	4,41	110

\*( $SD=0,32$  tilsier at området for kurven mellom øvre og nedre 5% nivå dekker ca 1 dekade)

Ut fra litteraturverdier er det klart at effekter av forvitrede oljer kan på tidligstadier av sild og laks er observert i laboratoriestudier i område omkring 1 ppm TPAH. De laveste verdiene er funnet på sterkt forvitrede oljer og det er fremdeles uklart om dette skyldes opprinnelige komponenter i oljen eller medbrytingsprodukter av oljen. Det ser ut til at effekter for fiskeegg og larver eksponert for porevann konsistent opptrer i området 0,5 – 50  $\mu\text{g/L}$  TPAH. Relevansen av disse funnene for naturlige miljø er omdiskutert ikke minst gjelder dette forsøk i kjølvannet av ExxonValdez-utslippet der det står store økonomiske interesser på spill i forbindelse med erstatningskrav. Det kan reises spørsmål om relevansen for disse forsøkene i forhold til eksponering i vannsøylen. I vurderingene som er gjort her er det valgt å se bort fra resultatene fra de mest forvitrede oljekvalitetene da vi på grunn av fortykning finner det usannsynlig at

oljekomponenter fra en svært sterkt forvitret olje skal finnes i vannsøylen i konsentrasjoner opp mot de effektgrensene som er beskrevet for sediment. De resultatene som er tillagt størst vekt er repeterte forsøk med fylldig forsøksbeskrivelse og gode kjemiske data.

Gjentatte forsøk med torskelarver i startforingsfasen som er gjennomført ved SINTEF viser på effekter på vekst og overlevelse ned mot verdiene som er observert i sedimentforsøk. Disse forsøkene er under bearbeiding for publisering og er foreløpig derfor ikke vurdert internasjonalt i den grad det er ønskelig. Materialet bygger imidlertid på et stort materiale på i overkant av 20 000 individer fordelt på 3 større forsøk der det er gjort omfattende kjemiske analyser av eksponeringsmediet. Effektverdiene som er funnet i disse forsøkene er betydelig under det som kan forklares ut fra narkotisk effekt av løste oljekomponenter. Oljeeksponering synes å være knyttet til manglende evne til å spise i startforingsfasen, og det ser ut til at larvene dør av sult heller enn forgiftning. Mekanismene for denne effekten er imidlertid ikke klarlagt. Det ansees som svært lite sannsynlig at larver som har en vesentlig redusert vekst skal overleve og det er derfor ikke mulig å ekskludere disse resultatene i vurderingen. Vi mangler data fra eksponering av sildelarver i startforingsfasen og har i mangel av slike data antatt at sildelarver og torskelarver har lik sensitivitet i denne fasen

I fastsettelsen av grenseverdiene har det vært lagt vekt på å komme fram til en realistisk kalibrering av de forskjellige målene på effektgrense som finnes i litteraturen. Dette er viktig for å kunne sikre at de forskjellige angivelsene av effekt er komplementære og konsistente i forhold til hverandre. Med unntak av forsøkene på torsk ved SINTEF finnes det ikke litteraturstudier der det er sammenlignet grenseverdier angitt både som total hydrokarbon i dispersjon ( $THC_D$ ) i vannløselig fraksjon ( $THC_V$ ) og totalkonsentrasjon av PAH (TPAH). I en situasjon der det benyttes simuleringer er det viktig å relatere de forskjellige verdiene til det som faktisk beregnes i modellen. Det er vist at:

1. Det er et godt samsvar mellom modellerte og eksperimentelt målte verdier for TPAH, og THC.
2. Ut fra sammensetning av oljen er det mulig å anslå et forhold mellom TPAH, vannløselig fraksjon og dispersjon.

De grenseverdiene som er framkommet gjennom dette arbeidet ligger klar under de fleste verdiene som er å finne i litteraturen. Dette skyldes etter vår vurdering i hovedsak:

1. Det vi har tatt utgangspunkt i de livsstadiene og som er mest sårbare
2. Det er lagt størst vekt på lave (realistiske) olje:vann-forhold der en stor del av de tyngre PAHene og andre tyngre oljekomponenter i stor grad er løst i vannfasen.
3. Vi har lagt hovedvekt på moderat forvitret olje som har en vannfraksjon med høyere spesifikk giftighet (lavere  $LC_{50}$ ) enn fersk olje.

## 9.4 Referanser

- Brannon, E.L., Collins, K.M., Brown, J.S., Neff, J.M., Parker, K.R., Stubblefield, W.A., 2006. Toxicity of weathered Exxon Valdez crude oil to pink salmon embryos. *Environ. Toxicol. Chem.* 25, 962–972.
- Carls, M.G., Heintz, R.A., Marty, G.D., Rice, S.D., 2005. Cytochrome P4501A induction in oil-exposed pink salmon *Oncorhynchus gorbuscha* embryos predicts reduced survival potential. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 301, 253–265.
- Carls, M.G., Rice, S.D., Hose, J.E., 1999. Sensitivity of fish embryos to weathered crude oil: Part I. Low-level exposure during incubation causes malformations, genetic damage, and mortality in larval Pacific herring (*Clupea pallasii*). *Environ. Toxicol. Chem.* 18, 481–493.
- Carls, M.G., Holland, L., Larsen, M. Tracy K. Collier, T. K., Scholz, N. L., John P. Incardona, J.P (2008) Fish embryos are damaged by dissolved PAHs, not oil particles. *Aquatic Toxicology* 88; 121–127
- Carls, M.G., Short, J.W., Rice, S.D., Heintz, R.A. 2008a. Response to Brannon et al. 2006. Web publication:  
<http://www.afsc.noaa.gov/ABL/Habitat/pdfs/review-3.pdf>.
- Clark, J. R., G.E. Bragin, R.J. Febbo and D.J. Letinski (2001). Toxicity of physically and chemically dispersed oils under continuous and environmentally realistic exposure conditions: Applicability to dispersant use decisions in spill response planning. In Proceedings of the 2001 International Oil Spill Conference, p. 1249–1255. American Petroleum Institute, Washington, D.C., Tampa, Florida.
- Di Toro, D.M., McGrath, J.A., Hansen, D.J., 2000. Technical basis for narcotic chemicals and polycyclic aromatic hydrocarbon criteria. I. Water and tissue. *Environ. Toxicol. Chem.* 19, 1951–1970.
- Incardona, J.P., Carls, M.G., Teraoka, H., Sloan, C.A., Collier, T.K., Scholz, N.L., 2005. Aryl hydrocarbon receptor-independent toxicity of weathered crude oil during fish development. *Environ. Health Perspect.* 113, 1755–1762.
- Incardona, J.P., Collier, T.K., Scholz, N.L., (2004). Defects in cardiac function precede morphological abnormalities in fish embryos exposed to polycyclic aromatic hydrocarbons. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 196, 191–205.
- French-McCay, D. P. (2002). Development and application of an oil toxicity and exposure model, OilToxEx. *Journal of Environmental Toxicology and Chemistry* 21, 2080–2094.
- Fuller, C., J.S. Bonner (2001). Comparative Toxicity of Oil, Dispersant and Dispersed Oil to Texas Marine Species. In Proceedings of the 2001 International Oil Spill Conference, Tampa, Florida, p. 1243–1248. American Petroleum Institute, Washington, D.C.

Kocan R.M., Hose, J. E., Brown, E.D., Baker, T.T., (1996). Pacific herring (*Clupea pallasii*) embryo sensitivity to Prudhoe Bay petroleum hydrocarbons: laboratory evaluation and in situ exposure at oiled and unoled sites in Prince William Sound. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 2366-2375.

Long, S. M., D.A. Holdaway (2002). Acute toxicity of crude and dispersed oil to *Octopus pallidus* (Hoyle, 1885) hatchlings. *Water Research* 36, 2769–2776.

Marty, G.D., Short, J.W., Dambach, D.M., Willits, N.H., Heintz, R.A., Rice, S.D., Stegeman, J.J., Hinton, D.E. (1997). Ascites, premature emergence, increased gonadal cell apoptosis, and cytochrome P4501A induction in pink salmon larvae continuously exposed to oil-contaminated gravel during development. *Can. J. Zool.* 75, 989–1007.

Neff, J.M, Ostazeski, S., Gardiner, W., Stejskal, I. (2000) Effects of weathering on toxicity of three offshore Australian crude oils and a diesel fuel to marine animals. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19, 1809–1821

NRC (2005). *Oil Spill Dispersants: Efficacy and effects*. The National Academies Press

Pace, C. B. J. R. C. (1993). Evaluation of a toxicity test method used for dispersant screening in California. In MSRC Technical Report Series. Marine Spill Response Corporation Washington, D.C.

Rhoton, S. L., R.A. Prekins, J.F. Braddock and C. Behr-Andres (2001). A cold-weather species' response to chemically weathered Alaska North Slope crude oil. In Proceedings of the 2001 International Oil Spill Conference, pp. 1231-1236. American Petroleum Institute, Washington DC, Tampa, Florida

Singer, M. M., D. Aurand, G.E. Bargins, J.R. Clark, G.M. Coelho, M.L. Sowby and R.S. Tjerdeema (2000). Standardization of the preparation and quantification of water accommodated fractions of petroleum for toxicity testing. *Marine Pollution Bulletin* 40, 1007-1016.

Singer, M. M., D. Aurand, G.M. Coelho, G.E. Bargins, J.R. Clark, S. Jacobson, M.L. Sowby, R.S. Tjerdeema (2001). Making, measuring, and using Water accommodated fractions of petroleum for toxicity testing. In Proceedings of the 2001 International Oil Spill Conference, pp. 1269-1274. American Petroleum Institute, Washington, D.C., Tampa, Florida.

Swartz, R. C., D.W. Schults, R.O. Ozretich, J.O. Lamberson, F.A. Cole, T.H. DeWitt, M.S. Redmond, and S.P. Ferrano, (1995). Sum PAH: A model to predict the toxicity of polynuclear aromatic hydrocarbon mixtures in field collected sediments. *Journal of Environmental Toxicology and Chemistry* 14, 1977-1987.

Wetzel, D. L., E.S. Van Fleet (2001). Cooperative studies on the toxicity of dispersants and dispersed oil to marine organisms: A 3-year Florida study. In Proceedings of the 2001

International Oil Spill Conference, Tampa, Florida., p. 1237–1241. American Petroleum Institute, Washington, D.C

- o0o -



# DNV

DNV is a leading professional service provider in safeguarding and improving business performance, assisting companies along the entire value chain from concept selection through exploration, production, transportation, refining and distribution. Our broad expertise covers Asset Risk & Operations Management, Enterprise Risk Management; IT Risk Management; Offshore Classification; Safety, Health and Environmental Risk Management; Technology Qualification; and Verification.

## DNV Regional Offices:

### **North America**

Det Norske Veritas (USA) Inc  
16340 Park Ten Place  
Suite 100  
Houston, TX 77084  
United States  
Phone: +1 281 721 6600

### **South America and West Africa**

Det Norske Veritas Ltda  
Rua Sete de Setembro  
111/12 Floor  
20050006 Rio de Janeiro  
Brazil  
Phone: +55 21 2517 7232

### **Asia and Middle East**

Det Norske Veritas Sdn Bhd  
24th Floor, Menara Weld  
Jalan Raja Chulan  
50200 Kuala Lumpur  
Phone: +603 2050 2888

### **Europe and North Africa**

Det Norske Veritas Ltd  
Palace House  
3 Cathedral Street  
London SE1 9DE  
United Kingdom  
Phone: +44 20 7357 6080

### **Nordic and Eurasia**

Det Norske Veritas AS  
Veritasveien 1  
N-1322 Hovik  
Norway  
Phone: +47 67 57 99 00

### **Offshore Class and Inspection**

Det Norske Veritas AS  
Veritasveien 1  
N-1322 Hovik  
Norway  
Phone: +47 67 57 99 00

### **Cleaner & Utilities**

Det Norske Veritas AS  
Veritasveien 1  
N-1322 Hovik  
Norway  
Phone: +47 67 57 99 00